



Beskrivelse af trafik

Nielsen, Thomas Alexander Sick

Published in:

Videnskabelig udredning af international viden om skifergas relateret til en dansk kontekst

Publication date:

2016

Document Version

Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Nielsen, T. A. S. (2016). Beskrivelse af trafik. In *Videnskabelig udredning af international viden om skifergas relateret til en dansk kontekst: DTU, GEUS, DCE* (pp. 139-139). Aarhus Universitet, GEUS og Danmarks Tekniske Universitet.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



Danmarks
Tekniske
Universitet



Videnskabelig udredning af international viden om skifergas relateret til en dansk kontekst

Januar 2016

Videnskabelig udredning af international viden om skifergas relateret til en dansk kontekst

DTU, GEUS, DCE

Forord

Indvinding af skifergas har i de senere år påkaldt sig stigende interesse internationalt og i Danmark. På den baggrund har Miljø- og Fødevareministeriet bedt DTU, GEUS og DCE om at indgå en konsortieaftale om at udarbejde en videnskabelig udredning.

Hovedformålet med den videnskabelige udredning er at sætte international viden om indvinding af skifergas i relation til en dansk kontekst.

I udredningen redegøres der for de regionale geologiske forhold i skifergasproduktion i Danmark, boring og effekt af boring og frakturering og der foretages en analyse af de mulige påvirkninger af miljø og vandressourcer samt landskab og trafik.

På den baggrund gives der indledningsvist en overordnet beskrivelse af skifergas, forventet anvendt teknologi i forbindelse med skifergasproduktion samt en beskrivelse af mulige miljøpåvirkninger og tilgængelige afværgeforanstaltninger. Udover at kortlægge eksisterende viden har den videnskabelige udredning identificeret en række områder, hvor der er behov for mere viden, som enten endnu ikke eksisterer i en dansk kontekst, eller som ikke er offentligt tilgængelig på nuværende tidspunkt.

Den videnskabelige udredning indeholder også en screening af de risici og farer, der kunne være forbundet med skifergasindvinding i Danmark. Dermed har man fået et godt udgangspunkt for at prioritere en eventuel fremtidig indsats for at tilvejebringe et fuldstændigt grundlag at tage beslutning på.

Niels Axel Nielsen
Koncerndirektør, DTU

Hanne Bach
Direktør, DCE

Johnny Fredericia
Adm. direktør, GEUS

Januar 2016

Indhold

Projektorganisering.....	4
Sammenfatning.....	6
Steffen Foss Hansen, Anders Johnsen, Poul Nordemann Jensen	
1. Miljøpåvirkninger og afværgeforanstaltninger ifm. skifergasproduktion.....	9
Steffen Foss Hansen, Anders R. Johnsen, Poul Nordemann Jensen	
1.1 Introduktion.....	9
Steffen Foss Hansen, Anders R. Johnsen, Poul Nordemann Jensen	
1.2 Overordnet beskrivelse af skifergas og skifergasproduktion.....	10
Steffen Foss Hansen	
1.3 Overordnet beskrivelse/screening af risici og farer ved indvinding af skifergas.....	13
Steffen Foss Hansen, Igor Kozine	
1.4 Afværgeforanstaltninger og monitorering.....	25
Steffen Foss Hansen, Igor Kozine	
2. Skifergas og regional geologisk karakterisering.....	30
Niels H. Schovsbo	
2.1 Hvad er skifergas.....	30
Niels H. Schovsbo	
2.2 Geologisk karakterisering af relevante danske skiferformationer.....	32
Niels H. Schovsbo	
3. Boring og effekter af frakturering.....	39
Ida L. Fabricius	
3.1 Hydraulisk frakturering af skifer.....	39
Morten Kanne Sørensen, Ida L. Fabricius	
3.2 Naturlige sprækker og udbredelse af sprækker i Danmark.....	44
Stig Asbjørn Schack Pedersen	
3.3 Seismisk aktivitet.....	46
Trine Dahl-Jensen, Tine B. Larsen, Peter Voss	
3.4 Brøndintegritet.....	51
Morten Kanne Sørensen, Ida L. Fabricius	
4. Påvirkninger af miljø og vandressourcer.....	60
Poul Løgstrup Bjerg	
4.1 Vandressourcer og vandforbrug.....	60

4.1.1 Rumlig karakterisering af områder med andre arealinteresser og potentielle skifergasområder for at identificere potentielle interessekonflikter.....	60
Jacob Kidmose	
4.1.2 Kvantificering af vandforbrug til frakturering og gasproduktion sammenlignet med vandressourcen.....	62
Jacob B. Kidmose	
4.1.3 Effekt af vandindvinding på overfladevandsområder og grundvandsafhængig natur.....	64
Poul Nordemann Jensen, Jes Jessen Rasmussen, Annette Baattrup-Pedersen	
4.1.4 Forudgående og efterfølgende monitoring af grundvandsstand og vandføring.....	65
Jakob B. Kidmose	
4.2 Kemikalier og forurening af vandressourcer.....	66
4.2.1 Sammensætning af boremudder.....	67
Steffen Foss Hansen, Hans Sanderson	
4.2.2 Beskrivelse af stofgrupper i fraktureringsvæsker.....	68
Hans Sanderson	
4.2.3 Geologiens betydning for spildevandets kemiske sammensætning.....	71
Anders R. Johnsen, Niels H. Schovsbo, Troels Laier	
4.2.4 Oversigt over forurenende stofgruppers skæbne i miljøet.....	73
Poul Løgstrup Bjerg	
4.2.5 Vurdering af potentielle kemikalier og stoffer i hydraulisk fraktureringsvæske og flowback vand med særligt henblik på grundvandsforurening.....	74
Poul Løgstrup Bjerg, Rune Hjorth, Anders Baun	
4.2.6 Geologiske forhold og transport i grundvandszonen.....	78
Poul Løgstrup Bjerg	
4.2.7 Mulige miljøpåvirkninger af miljøfremmede organiske stoffer i grundvandsmagasiner.....	80
Poul Løgstrup Bjerg, Rune Hjorth, Anders Baun	
4.2.8 Mulige påvirkninger fra uorganiske stoffer i grundvand.....	82
Rasmus Jakobsen	
4.2.9 Mulige påvirkninger af metan i grundvand.....	88
Metan i dansk grundvand: Forekomst og oprindelse af Troels Laier og Anders R. Johnsen	
Mulige påvirkninger af metan i grundvand fra skifergasproduktion af Charlotte Scheutz	
4.2.10 Mulige påvirkninger af jord ved spild.....	92
Anne Winding	
4.2.11 Kemikalier og forurening af vandressourcer - mulige påvirkninger af overfladevand af udledning af spildevand fra frakturering.....	95
Jes Jessen Rasmussen, Kim Gustavson	

4.2.12 Beskrivelse af afværgeforanstaltninger for at undgå spild og negative påvirkninger af miljøet.....	98
Anders R. Johnsen, Poul Nordemann Jensen	
4.2.13 Forudgående og efterfølgende monitoring af grund- og overfladevand.....	99
Poul Løgstrup Bjerg, Anders R. Johnsen, Jes Jessen Rasmussen, Poul Nordemann Jensen	
4.3 Spildevand og affaldshåndtering.....	101
4.3.1 Beskrivelse af udfordringer ved og strategier for håndtering af og oprensning af spildevand fra skifergasproduktion.....	101
Henrik Rasmus Andersen	
4.3.2 Håndtering og deponering af boremudder og borespåner.....	104
Peter Kjeldsen	
4.4 Radioaktive stoffer.....	106
Peter Gravesen	
4.5 Udledning af metan og andre klimagasser fra skifergasindvinding.....	110
Charlotte Scheutz	
5. Effekter på landskab og trafik.....	118
Lotte Bjerregaard Jensen	
5.1 Beskrivelse af borepladsen.....	118
Maja Nikolajew, Lotte Bjerregaard Jensen	
5.2 Faser i skifergasproduktionen.....	119
Maja Nikolajew, Lotte Bjerregaard Jensen	
5.3 Påvirkning på landskab.....	122
Pia Frederiksen, Gregor Levin	
5.4 Beskrivelse visuel påvirkning.....	126
Maja Nikolajew, Lotte Bjerregaard Jensen	
5.5 Beskrivelse af trafik.....	136
Thomas Sick Nielsen	
6. Referencer.....	139
Bilag 1 Følte Jordskælv. Udtræk fra GEUS database.....	155
Trine Dahl-Jensen, Tine B. Larsen, Peter Voss	
Bilag 2 Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skifergas.....	170
Rune Hjorth, Hans Sanderson, Anders Baun, Steffen Foss Hansen og Poul L. Bjerg	
Bilag 3 Lovgivning og regelsæt på strålebeskyttelsesområdet.....	194
Sundhedsstyrelsen, Strålebeskyttelse (SIS)	

Projektorganisering

Styregruppe:

- Koncerndirektør Niels Axel Nielsen, DTU (formand)
- Institutdirektør, professor Thomas H. Christensen, DTU
- Institutdirektør, professor Niels-Jørgen Aagaard, DTU
- Direktør Hanne Bach, DCE
- Statsgeolog Flemming Larsen, GEUS
- Statsgeolog Peter Britze, GEUS
- Kontorchef Jan E. Molzen, DTU (sekretær)

Kernegruppe:

- Lektor Steffen Foss Hansen, DTU (projektleder)
- Seniorforsker Anders R. Johnsen, GEUS
- Chefkonsulent Poul Nordemann Jensen, DCE
- Projektleder Mads H. Odgaard, DTU (sekretær)

Projektgruppe:

- Professor Poul Løgstrup Bjerg, DTU
- Professor Ida L. Fabricius, DTU
- Lektor Lotte Bjerregaard Jensen, DTU
- Lektor Charlotte Scheutz, DTU
- Lektor Henrik Rasmus Andersen, DTU
- Docent Peter Kjeldsen, DTU
- Ph.D. studerende Rune Hjorth, DTU
- Professor Anders Baun, DTU
- Seniorforsker Igor Kozine, DTU
- Post. doc. Maja Nikolajew, DTU
- Post. doc. Morten Kanne Sørensen, DTU
- Seniorforsker Thomas Sick Nielsen, DTU
- Seniorforsker Niels Schovsbo, GEUS
- Seniorforsker Jakob B. Kidmose, GEUS
- Chefkonsulent Peter Gravesen, GEUS
- Forsker Peter Voss, GEUS
- Seniorforsker Rasmus Jakobsen, GEUS
- Seniorforsker Stig Asbjørn Schack Pedersen, GEUS
- Seniorforsker Tine B. Larsen, GEUS
- Seniorforsker Trine Dahl Jensen, GEUS
- Seniorforsker Troels Laier, GEUS
- Seniorforsker Hans Sanderson, DCE
- Seniorforsker Annette Baattrup-Pedersen, DCE

- Viceinstituttleder, seniorforsker Anne Winding, DCE
- Forsker Gregor Levin, DCE
- Post. doc. Jes Jessen Rasmussen, DCE
- Seniorforsker Kim Gustavson, DCE
- Sektionsleder/Seniorforsker Pia Frederiksen, DCE

Følgegruppe:

- Geolog Katja Scharmann, Energistyrelsen
- Specialkonsulent Stig Kjeldsen, Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet
- Fuldmægtig Anders Fink, Miljø- og Fødevareministeriet
- Funktionsleder Finn Pedersen, Miljøstyrelsen
- Kontorchef Yvonne Korup, Miljøstyrelsen
- Kontorchef Anne-Marie Vægter Rasmussen, Naturstyrelsen
- AC tekniker Dana Marilena Østergaard, Naturstyrelsen
- Funktionsleder Nina Holst, Naturstyrelsen
- Institutchef Mette Øhlenschläger, Statens Institut for Strålebeskyttelse
- Fuldmægtig Patrick Kofod Holm, Sundheds- og Ældreministeriet

Sammenfatning

Formålet med denne videnskabelige udredning er at sætte eksisterende international viden om indvinding af skifergas i relation til specifikke forhold i Danmark. Den videnskabelige udredning er udarbejdet med deltagelse af forskere fra DTU, GEUS og DCE. Udredningen er til brug for myndighedsarbejdet med eventuel vurdering af miljøkonsekvenserne og mulige afværgeforanstaltninger ved skifergasefterforskning og -indvinding med brug af frakturering. Udredningen skal bidrage til at kvalificere myndighedernes vidensgrundlag generelt og mere specifikt er udredningen et fagligt bidrag til Miljø- og Fødevareministeriets eventuelt kommende sagsbehandling af Vurderinger af Virkninger på Miljøet.

I forbindelse med udredningen er der foretaget en systematisk gennemgang af den videnskabelige litteratur og internationale rapporter samt den øvrige viden, som er offentligt tilgængelig. Den generelle viden og de internationale erfaringer er derefter blevet vurderet specifikt i relation til danske forhold f.eks. med hensyn til geologiske forhold, grundvand, landskab osv. Målinger og data fra Vendsyssel-1-boringen var ikke tilgængelige for denne udredning.

Udredningen omfatter jf. opdraget blandt andet ikke en human sundhedsrisikoanalyse eller en egentlig risikovurdering af de kemikalier, der kunne tænkes anvendt i fraktureringsvæsken. Der gennemføres en kvalitativ risikoscreening med henblik på at belyse de mulige miljømæssige problemstillinger ved skifergasproduktion i Danmark. Formålet med risikoscreeningen er at udpege, hvor der på nuværende tidspunkt med rimelighed kan forventes, at der kan være et problem, samt hvor der er brug for mere viden, yderligere undersøgelser eller adgang til mere specifik information om borepladsen og fraktureringsprocessen under danske forhold. Det skal understreges, at redegørelsen er generel og dermed ikke inddrager lokale forhold.

Udredningen består af fem kapitler. I kapitel 1 gives der er overordnet procesbeskrivelse af skifergasproduktion, og resultaterne af risikoscreeningen præsenteres på baggrund af en analyse af den viden, som gennemgås i kapitel 2-5. I kapitel 2 redegøres der for de regionale geologiske forhold i skifergasproduktion i Danmark, mens boring og effekten af frakturering fremstilles i kapitel 3. I kapitel 4 og 5 analyseres eventuelle påvirkninger på miljø og vandressourcer samt landskab og trafik.

Skifergas betegner naturgas udvundet fra bjergarten skifer, og mht. danske geologiske forhold på land begrænser diskussionen sig til forekomster af naturgas i halvanden til syv km's dybde. Den industrielle udnyttelse af skifergas er først blevet rentabel, efter at man er blevet i stand til at producere gassen vha. horisontale borer og dannelsen af kunstige netværk af sprækker via hydraulisk frakturering. Gassen i Alun Skifrene forventes at være relativt tør og bestå primært af metan, og der forventes således ikke skiferolie i de danske Alun Skifre.

Det største ressourcepotentiale for skifergas findes i de såkaldte "sweetspots" der repræsenterer områder, hvor Alun Skifren skønnes at have muligheder for et højt gasindhold, og som bruttoarealmæssigt vurderes til ca. 6.800 km² i Danmark. Den teknisk indvindbare skifergasressource på land er vurderet til imellem 0 og 137×10⁹ m³ med et middelestimat på 71×10⁹ m³. Middelestimatet svarer til ca. 40 % af den samlede historiske gasproduktion i Danmark. Inden for det samlede sweetspotområdet på 6.800 km² er der by, skov og områder med særlige drikkevandsinteresser, habitatområder m.m., hvilket efterlader 2.000 km² uden nogen af de beskrevne interesser. Ud fra arealanalyser kan man anslå, hvor mange skifergasbrønde der potentielt

kan etableres, og det vurderes, at et sandsynligt antal brønde vil være mellem 1.000 og 4.000. Indvinding fra dybe skiferformationer som den danske sker hovedsagelig via horisontale borer fra såkaldte "wellpads" (borepladser), som hver består af omkring 10-25 brønde for at begrænse antallet af borepladser.

En skifergasproduktion udvikles gennem forskellige stadier, som overordnet set kan inddeles i 1) forundersøgelse, 2) prøveboring, 3) horisontal boring, 4) hydraulisk frakturering, 5) indvinding af gas og 6) nedlukning af brønden. De første to stadier af en boring på land foregår igennem de grundvandsførende lag. Brøndens evne til at forhindre ukontrolleret strømning af formationsvæsker betegner brøndens integritet. For at stabilisere borehullet og isolere de gennemborede lag sættes forerør af stål i borehullet efter hvert boringsstadium. Forerøret, der sættes i efter det første korte borestadie, fungerer som udgangspunkt for resten af boringen. Det næste borestadie afsluttes umiddelbart under grundvandszonen. Forerøret, der sættes i dette stadie, beskytter grundvandet i det videre borearbejde. I forbindelse med boringen anvendes boremudder til dels at afkøle og smøre borehullet, dels udligne det tryk, som opstår i forbindelse med boringen for at undgå blowouts og dels bringe borespåner op til overfladen. Boremudderet indeholder vand og en række kemiske stoffer, hvor sammensætningen af boremudder afhænger af brøndens design, det forventede trykniveau i formationen af jordlagene og formationens kemiske sammensætning.

Under hydraulisk frakturering af en horisontal brønd dannes sprækker i skiferlaget under højt tryk ved hjælp af diverse fraktureringsvæsker. Efter den indledende frakturering opretholdes trykket for at udbrede sprækkerne, og granulært fyldmateriale pumpes ind i sprækkerne for at holde dem åbne, efter at trykket sænkes. Den hydrauliske frakturering tilpasses specifikt en given skiferformation for at øge dræningsfladen af og produktionen fra formationen på den mest økonomiske måde. Gas frigives til de sprækker, der er dannet ved fraktureringen, og ledes til borehullet gennem sprækkenetværket. Des flere sprækker, der kan induceres, des mere af formationen kan blive drænet.

Vand og sand udgør ca. 98-99 % af fraktureringsvæsken. Der rapporteres internationalt om et vandforbrug fra 2.000 til 100.000 m³/brønd med et gennemsnit på omkring 18.000 m³/brønd. Det er teknisk muligt at anvende saltvand til den hydrauliske frakturering. De sidste 1-2 % af fraktureringsvæsken består af kemikalier, som tjener forskellige formål, som f.eks. syre, der reagerer med og opløser mineraler; og biocider, der fjerner eller hæmmer biologisk vækst, som ellers kan blokere ekstraktionen af gas. Sammensætningen af fraktureringsvæsken varierer betydeligt som en konsekvens af geologien og boreprocessen og kan variere fra boring til boring og vil variere over tid i den enkelte brønd. Sammensætningen af hydrauliske fraktureringsvæsker, der vil kunne finde anvendelse i Danmark, er p.t. ukendt, men det antages, at fraktureringsvæskerne vil indeholde de samme 14 til 40 forskellige kemikalier, som har været anvendt i 13 borer i Polen.

Under boringsarbejdet transporterer lastbiler og tankvogne sand, kemikalier, boremudder og evt. også vand til pladsen, og under selve borearbejdet og fraktureringen er tilstedeværelsen af tungt udstyr (bulldozere, lastbiler, borerigge, gaskompressorer mv.) på boringspladsen nødvendig. Boremudder og fraktureringsvæske blandes på stedet i lastbiler og tankvogne. Blandingen af borevand indeholdende kemikalier, sand m.m. og boremudder ledes til fraktureringsboringen.

I forbindelse med indvindingen af gassen udbygges infrastrukturen, vejnettet og gasledninger samt faciliteter til opbevaring, kondensering og tørring af gassen. Skifergasproduktionen falder dramatisk i løbet af en årrække, og derfor kan man vælge at genfrakturere brønden hvert femte til tiende år for

at øge gasindvindingen. Der er på nuværende tidspunkt en del usikkerhed angående den samlede levetid af brønde, og levetiden vurderes at kunne variere fra ti til 40 år. Når gasproduktionen stopper, forsegles brøndene, og området bringes tilbage til den oprindelige tilstand.

I risikoscreeningen identificeres 36 farer og risici, som kan inddeles i fem kategorier: 1) kompromittering af brøndintegriteten, 2) miljøpåvirkninger, 3) spildevand og affaldshåndtering, 4) radioaktive stoffer og 5) landskabspåvirkninger og trafik. Vidensniveauet vurderes til at være tilstrækkeligt til at lave en vurdering for ti af disse, mens mere viden er henholdsvis ønskværdig for 12 risici/farer og afgørende nødvendig i de resterende 14 tilfælde. På baggrund af det nuværende vidensniveau vurderes metan i drikkevandsboringer, oliestoffer i formationsvand, spildevandsbehandling af organiske stoffer og miljøfare ved radon ikke at udgøre en forventet fare eller risiko. I en ikke-prioriteret rækkefølge, er mere viden afgørende nødvendigt for: påvirkningen af landskabet, potentiel grundvandsforurening, mulige påvirkninger af overfladevand fra udledning af spildevand, radioaktivitet (i spildevand, spildevandsbehandling, fast affald og udfældninger fra rør, pumper, ventiler m.m.), affalds-håndtering af borespåner m.m. samt risici forbundet med nedlukning af borepladser.

Der findes en række afværgeforanstaltninger og monitoreringstiltag som kan implementeres før, under og efter en eventuel skifergasproduktion for at minimere negative påvirkninger på miljøet. I forbindelse med planlægningen af en eventuel skifergasproduktion og før udviklingen af denne bør der udføres en analyse af den fremtidige synsmæssige oplevelse af borepladsen og infrastruktur placeret i landskabet. Derudover findes der en række forskellige monitorerings- og afværgeforanstaltninger, som bør implementeres for at minimere og undgå eventuelle miljøpåvirkninger. F.eks. bør der bestemmes en basislinje for indholdet af relevante uorganiske stoffer og miljøfremmede organiske stoffer for overfladevand og grundvand, som ud fra den forudgående hydrologiske og hydrogeologiske karakterisering potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Ligeledes bør der laves en grundig biologisk, fysisk og kemisk beskrivelse af forholdene i de akvatiske økosystemer, der ligger i boringsområdet, inden indvinding sættes i gang. Der bør yderligere udføres 1) baseline karakterisering og monitorering af grundvandets indhold af metan og denne metans kemiske og isotopiske sammensætning og 2) detaljerede kortlægninger af sprækker og forkastninger i skifergasområderne for at vurdere graden af opsprækning og afværge triggede jordskælv.

Under selve boringen forventes det at såkaldte "blowout preventers", tryktest af brønden samt cement-bond-log (CBL) anvendes til at reducere risikoen for blowouts, og kompromittering af brøndintegriteten. De kemiske stoffers miljøprofil bør indgå i valget af boremudder og fraktureringskemikalier, og der bør være fokus på at anvende mindre skadelige kemikalier, så potentielle skadevirkninger på miljø og sundhed løses ved selve fraktureringsprocessen og ikke ved efterfølgende afværgeforanstaltninger. Spildevand fra skifergasproduktion kan behandles med forskellige metoder på særlige anlæg eller på almindelige spildevandsrensingsanlæg, hvis koncentrationerne/mængden af opløste salte kan nedbringes. Før borearbejdet begynder, bør der udarbejdes en plan for overvågning, transport, behandling og opbevaring efter gældende regler og myndighedsbehandling, og der bør ligeledes etableres et overvågningsprogram, som bl.a. muliggør detektering af eventuelt forhøjede værdier af radioaktive stoffer i grundvand og overfladevand. Mens borearbejdet pågår, bør både radium og radon overvåges og løbende måles i spildevandet i henhold til tilladelse fra myndighederne. I forbindelse med affaldshåndteringen kan man forvente, at det er nødvendigt at forbehandle affaldet før en endelig deponering.

1. Miljøpåvirkninger og afværgeforanstaltninger ifm. skifergasproduktion

1.1 Introduktion

Det overordnede formål med denne videnskabelige udredning er at sætte eksisterende international viden om indvinding af skifergas på land i relation til specifikke forhold i Danmark, herunder særligt den danske geologi og de danske områder, hvor det er relevant i forhold til indvinding af skifergas. Konkret vil det p.t. sige Nordjylland, Midtjylland, Nordsjælland og Vestsjælland. Det primære fokus vil være at belyse de mulige miljømæssige problemstillinger ved indvinding af skifergas i Danmark. Herunder mulige påvirkninger af landskab, jord, grundvand (drikkevand) og overfladevand, udledning til luften, spildevand, affald (herunder naturligt forekommende uorganiske stoffer, miljøfremmede organiske stoffer og radioaktive stoffer) og jordskælv. Helt specifikt er formålet med udredningen at:

- 1) kortlægge den eksisterende viden
- 2) afklare mulige afværgeforanstaltninger for at reducere negative miljøpåvirkninger
- 3) afklare om det er muligt at overføre international viden og erfaringer til danske forhold og
- 4) identificere hvor der mangler viden.

I forbindelse med udredningen er der foretaget en gennemgang af den videnskabelige litteratur og rapporter. Udredningens overordnede mål er at kvalificere vidensgrundlaget for skifergasindvinding og de mulige miljøpåvirkninger i Danmark. Udredningens målgruppe er myndigheder og beslutningstagere, til brug for myndighedsarbejdet med at vurdere miljøkonsekvenserne og mulige afværgeforanstaltninger ved en eventuel skifergasefterforskning og -indvinding med brug af frakturering.

Målinger og data fra Vendsyssel-1-boringen var ikke tilgængelige for denne udredning.

I opdraget omfatter udredningen ikke:

- En human sundhedsrisikoanalyse eller en generel folkesundsanalyse af mulige berørte naboer til skifergasanlæg.
- En vurdering af befolkningens opfattelse og acceptabilitet af indvinding og efterforskning af skifergas og miljøpåvirkninger forbundet hermed.
- En vurdering af miljøafværgeforanstaltninger forbundet med vibrationer.
- En egentlig risikovurdering af de kemikalier, der anvendes i fraktureringsvæsker. I stedet gennemføres en kvalitativ risikoscreening.
- Vurdering af de drivhusgasser, som produceres af maskiner og lastbiler, eller ved afbrænding af skifergas frem for de nuværende brændstoffer.
- Vurdering af efterforskning og indvinding til havs og miljøafværgeforanstaltninger med hensyn til det marine område, men kun problemstillinger, der vedrører efterforskning og indvinding på land, eksempelvis miljørisici og afværgeforanstaltninger ved anvendelse af havvand som procesvand ved frakturering.
- En overordnet vurdering af den miljømæssige gevinst/tab ved indvinding af skifergas i forhold til andre energikilder (konventionelle og vedvarende).

I kapitel 1 gives en overordnet beskrivelse af skifergas og skifergasproduktion samt de risici og farer, der kunne være forbundet med skifergasindvinding i Danmark. Ligeledes redegøres der kort

for mulige afværgeforanstaltninger før, under og efter skifergasindvindingen og monitoreringsmuligheder og behov før og efter en eventuel skifergasproduktion. Kapitel 1 er baseret på den kortlægning af eksisterende viden som er foretaget i kapitel 2-5. Kapitel 1 fungerer derfor dels som en sammenfatning af mulige miljøpåvirkninger og tilgængelige afværgeforanstaltninger og dels, som en selvstændig risikoscreening, hvor der bl.a. identificeres en række områder, hvor der er behov for mere viden. I kapitel 2 redegøres der for de regionale geologiske forhold i skifergasproduktion i Danmark, mens boring og effekt af boring og frakturering gennemgås i kapitel 3. I kapitel 4 foretages en analyse af de mulige påvirkninger af miljø og vandressourcer ifm. skifergasproduktion og i kapitel 5 undersøges effekter på landskab og trafik.

1.2 Overordnet beskrivelse af skifergas og skifergasproduktion

Skifre, hvorfra der kan indvindes skifergas, er kendetegnet ved et højt indhold af organisk materiale (>2 %), en stor udbredelse og tykkelse (>20 m), samt ved at skiferen har været begravet så dybt, at der er dannet gas i den. For danske landområder drejer det sig hovedsageligt om Alun Skiferen. Det er dog usikkert om gassen stadig sidder tilbage i Alun Skifrene. Gassen i Alun Skifrene forventes at være relativt tør og bestå primært af metan. Der forventes således ikke skiferolie i de danske Alun Skifre.

Mineralogisk består en gennemsnitlig Alun Skifer af ca. 50 % lermineraller, 30 % kvarts, 10 % feldspat og ca. 10 % pyrit samt mindre mængder karbonat. Alun Skiferen er desuden beriget med en lang række spormetaller. Sammenlignet med andre skifre har Alun Skiferen således en af de højeste uranberigelser.

Det største ressourcepotentiale for skifergas findes i de såkaldte "sweetspots" som bruttoarealmæssigt vurderes til ca. 6.800 km². Den teknisk indvindbare skifergasressource i Alun Skiferen på land i Danmark er af Den Amerikanske Geologiske Undersøgelse (USGS) vurderet til imellem 0 og 137×10⁹ m³ med et middelestimat på 71×10⁹ m³.

Den industrielle udnyttelse af skifergas er først blevet rentabel, efter, at man er blevet i stand til at producere gassen ved hjælp af horisontale boringer og opsprækning af skiferen ved hydraulisk frakturering. Under hydraulisk frakturering dannes sprækker i formationen ved hjælp af væske under højt tryk. Indvinding fra dybe skiferformationer i tætbefolkede områder sker hovedsageligt via horisontale boringer fra borepladser, som indeholder flere brønde (mellem 10 og 25) for at begrænse antallet af borepladser. Frakturering af en horisontal brønd foretages oftest i faser, hvor sektioner af borehullet isoleres fra resten og tryksættes, indtil formationen sprækker. Efter den indledende frakturering opretholdes trykket for at udbrede sprækkerne, og granulært fyldmateriale pumpes ind i sprækkerne, for at holde dem åbne efter at trykket sænkes. Den hydrauliske frakturering tilpasses specifikt en given skiferformation for at øge dræningsfladen af og produktionen fra formationen på den mest økonomiske måde. Gas frigives til de sprækker, der er dannet ved fraktureringen, og ledes til borehullet gennem sprækkenetværket. Jo flere sprækker, der kan induceres, des mere af formationen kan blive drænet.

En skifergasproduktion udvikles gennem flere faser. EU-Kommissionens rapport om risici ved skifergasproduktion udarbejdet af AEA Technology plc inddeler processen i seks faser. Beskrivelsen af de enkelte faser bygger på erfaringer fra Nordamerika (se tabel 1).

Tabel 1. Beskrivelse af de seks typiske faser i en skifergasproduktion baseret på erfaringer fra Nordamerika.

Fase	1. Forundersøgelse	2. Prøveboring	3. Horisontal boring	4. Hydraulisk frakturering	5. Indvinding af gas	6. Nedlukning
Varighed	3-4 mdr.	3 mdr.	Ca. 1 ½ år Det tager ca. 1 mdr. at bore én brønd i Nordamerika, mens det i Danmark formodes at tage 2-3 måneder. Pt forventes der at være ca 10 brønde pr. boreplads, mens der i fremtiden forventes at være ca. 20.	Ca. 4-5 dage Den første frakturering tager ca. en dag, mens den sidste tager ca. ½ time. Der skal reguleres for trykændringerne ned gennem jordlagene.	20-40 år Produktionsperioden kan strække sig over 20-40 år med genfrakturering hvert 5.-10. år.	1-2 mdr. Nedlukningen afhænger af mængden af jordarbejde.
Formål	Lokalitet udvælges	Udføre én lodret boring for at undersøge gassen.	Opstart på hydraulisk frakturering af færdig-borede brønde.	Hydraulisk frakturering af alle brønde. Brønde bores færdig. Gasledninger planlægges og klargøres.	Udbygning af infrastruktur, vejnet og gasledninger. Faciliteter til opbevaring, kondensering og tørring af gassen.	Det eller de øverste led af brøndene fjernes og forsegles. Ca. 30-50 cm under terræn.
Specifikke aktiviteter		1) Borepladsens terræn og infrastruktur klargøres. 2) Borepladsen indrettes. 3) Skurvogne og faciliteter til mandskabet opstilles. 4) Borebrønde opbygges. 5) Boretårn placeres.	Borepladsen udstyres med samme maskinel som under prøve-boringen, men nu med flere containere, siloer og lastbiler.	1) Pladsen fyldes med lastbiler med pumper og frakturenings-blandingstanke og containere med kemikalier, sand og vand. 2) Boretårnet tages ned når alle brønde er boret.	1) Lastbiler og containere og andre køretøjer forlader pladsen. 2) Boringerne lukkes med et brøndhoved. 3) Skurvogne fjernes. 4) Komprimering og kondenseringsanlæg placeres på pladsen. 5) Gasledninger anlægges og evt. tørringsanlæg.	1) Alle komponenter fjernes fra pladsen. 2) Asfalten fjernes og terrænet føres tilbage til oprindelig profil. 3) Jorden grubbes. 4) Der sås og plantes hjemmehørende planter.

Faserne beskrevet ovenfor er de samme som i indvindingen af en konventionel gasressource på land. Indvinding af skifergas adskiller sig fra ”traditionel” indvinding af gas, ved at det er nødvendigt at anvende vandrette borer, hydraulisk frakturering med et stort volumen samt ved behovet for at stimulere en brønd flere gange i løbet af dens levetid.

Ligesom en skifergasproduktion udvikles gennem flere faser, så udføres en boring i fase 2 og 3 ligeledes i flere stadier, og for hver fase af boringen mindskes diameteren af borehovedet. For at stabilisere borehullet og isolere de gennemborede lag sættes forerør af stål i borehullet efter hvert borerstadium. Forerøret cementeres på ydersiden ved at pumpe cement ned igennem forerøret og op langs ydersiden af forerøret. Forerør og cement udgør tilsammen brøndens ydre del. Brøndens evne til at forhindre ukontrolleret udstrømning af formationsvæsker betegnes brøndens integritet. De første to faser af en boring på land (fase 2 og 3 i tabel 1) foregår igennem de grundvandsførende lag. Boring gennem de grundvandsførende lag udføres ligesom ved en grundvandsboring. Forerøret, der sættes i efter det første korte borestadium, fungerer som udgangspunkt for resten af boringen. Det næste borestadium afsluttes umiddelbart under grundvandszonen. Forerøret, der sættes i denne fase, beskytter grundvandet i det videre borearbejde. Begge de to første forerør cementeres hele vejen til overfladen. Under grundvandszonen sættes forerør afhængigt af de geologiske forhold. Forerør sættes i denne mellemzone for at isolere permeable zoner, der ikke er forbundne før boringen. I denne del af boringen føres cementering ikke til overfladen, men kun nogle hundrede meter over bunden af sidste forerør. Det sidste forerør, der sættes, dækker målformationen.

En vandret boring i fase 3 begynder som en lodret boring, men ved en vis dybde startes afbøjningen, og den lodrette boring drejes gradvis til vandret. Brøndintegriteten af den vandrette del af boringen påvirker kun skiferlagene, som er på stor dybde. I forbindelse med boringen anvendes boremudder til dels at afkøle og smøre borehullet, dels udligne det tryk, som opstår i forbindelse med boringen, for at undgå blowouts og dels bringe borespåner op til overfladen. Der er en række faktorer, som har indflydelse på valget og sammensætningen af boremudder, såsom brøndens design, det forventede trykniveau i formationen af jordlagene og formationens kemiske sammensætning. Boremudderet indeholder vand og en række kemiske stoffer. For de fleste af disse gælder det, at de ikke kun anvendes i boremudderet, men ligeledes i andre dele af skifergasindvindingsprocessen.

Under selve boringen og den hydrauliske simulering er tilstedeværelsen af tungt udstyr (bulldozere, lastbiler, borerigge, gaskompressorer m.m.) på borerpladsen nødvendig. Dette og tilstedeværelsen af forbrændingsudstyr (motorer, generatorer og lignende) kan påvirke bl.a. luftkvaliteten samt være en kilde til støj. Under borerarbejdet ankommer lastbiler og tankvogne med sand, kemikalier, boremudder og evt. også vand til pladsen. I visse tilfælde kan vand til borerne tages fra lokale grundvandsboringer. Tankvogne og lastbiler placeres side om side, og slanger leder vand, kemikalier og sand fra nogle tankbiler over i andre og blandes. Blandingen af borevand og boremudder ledes direkte fra tankbilerne til fraktureringsprocessen.

Under den hydrauliske frakturering af skiferlaget i fase 4 sendes fraktureringsvæsken ned i borehullet for at optimere formationens evne til at transportere gas til boringen. Hovedsubstansen i fraktureringsvæsken er vand og silikat/sand. Der rapporteres internationalt om meget stor variation i vandforbrug, fra 2.000 til 100.000 m³/brønd. Det er teknisk muligt at anvende saltvand fra dybere geologiske lag eller havvand til den hydrauliske frakturering. Dog kan det være, at dette vil kræve øget tilsætning og/eller en anderledes sammensætning af de tilsatte kemikalier til bekæmpelse af udfældning og bakterievækst. Sandet i fraktureringsvæsken indbygges i de dannede sprækker, så

formationens permeabilitet forøges. Sand og vand udgør ca. 98-99 % af massen, mens kemikalier udgør de sidste 1-2 % (typisk friktionshæmmere, biocider, overfladeaktive stoffer, korrosionshæmmere). Kemikalierne, som indgår i fraktureringsvæsken, tjener forskellige formål, f.eks. syre reagerer f.eks. med mineraler; biocider fjerner eller hæmmer biologisk vækst; detergenter øger viskositeten osv. Sammensætningen af fraktureringsvæsken varierer betydeligt som en konsekvens af geologien og boreprocessen. Det betyder, at de stoffer, der benyttes fra boring til boring – og selv i den samme brønd – vil variere over tid. Sammensætningen af hydrauliske fraktureringsvæsker, der vil kunne finde anvendelse i Danmark, er p.t. ukendt og vil variere alt efter forholdene og processerne. Der findes internationale forsøg fra USA, Tyskland og England på at tilvejebringe oversigter over stoffer, der anvendes i fraktureringsvæskeprodukter. Ifølge de første offentlige boringslister fra International Association of Oil and Gas Producers findes der 13 boringer i Polen, og fraktureringsvæske indeholder mellem 14 og 40 forskellige kemikalier. Det antages, at man i Danmark vil anvende en sammensætning af fraktureringsvæske, som minder om den sammensætning, man har anvendt i Polen. Boringerne i Polen er i mellem 2.825 og 4.265 meters dybde svarende til de dybder, som det danske skiferlag ligger i.

I fase 5 udbygges infrastrukturen, vejnettet og gasledninger samt faciliteter til opbevaring, kondensering og tørring af gassen. Skifergasproduktionen falder dramatisk i løbet af en årrække. Derfor kan man vælge at genfrakturere brønden hvert femte til tiende år for at øge gasindvindingen. Der er på nuværende tidspunkt en del usikkerhed angående den samlede levetid af brønde, og levetiden vurderes at være alt fra 10 til 40 år. Nedlukning og overdragelse af en skifergasboreplads, når gasproduktionen stopper i fase 6, består overordnet set i at forsegle brøndene og bringe området tilbage til den oprindelige tilstand.

1.3 Overordnet beskrivelse/screening af risici og farer ved indvinding af skifergas

I dette afsnit foretages en screening af de farer og risici, som indvinding af skifergas i Danmark kan være forbundet med. Screeningen er baseret på kapitel 2-5. Screening betyder at sigte eller sortere. Risikoscreeningen kan ikke i sig selv bruges til at fastslå, om der foreligger en fare eller risiko¹, som konkret udgør et problem (Miljøstyrelsen, 2015). Formålet med risikoscreeningen er at udpege, hvor vi på nuværende tidspunkt med rimelighed kan forvente, at der kan eller ikke kan være et problem, samt hvor vi har brug for mere viden.

I forbindelse med risikoscreeningen har vi kategoriseret de identificerede potentielle risici og farer i fire overordnede kategorier med hensyn til deres forventede betydning og miljøpåvirkninger under forudsætning af, at de kendte afværgeforanstaltninger er implementeret:

- = Risici/farer, som skal adresseres før indvinding af skifergas
- = Forventet minimale risici/farer
- = Ingen forventet risici/farer
- = Samlet vurdering ikke mulig.

¹ I henhold til Seveso III-direktivet defineres fare som ”den iboende egenskab ved et farligt stof eller en fysisk tilstand, som kan forårsage skade på menneskers sundhed eller miljøet” mens risiko defineres som ”sandsynligheden for, at en bestemt virkning vil indtræffe inden for en nærmere bestemt periode eller under nærmere bestemte omstændigheder” (Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2012/18/EU).

I tabel 2 er opstillet et resumé hvor vi for hver af de identificerede potentielle farer og risici angiver dens kategori. Det skal understreges, at tabel 2 er en oversigtstabel er anvendelig til et hurtigt overblik, men det er afgørende nødvendigt at konsultere de specifikke afsnit, som er angivet i tabel 2, for at få det fulde overblik. Udover kategoriseringen af de identificerede potentielle risici og farer angiver tabel 2 ligeledes kort omfanget af identificerede afværgeforanstaltninger samt det nuværende vidensniveau kategoriseret i henhold til om der er:

- A = Nok viden til at lave en vurdering
- B = Mere viden ønskværdigt
- C = Mere viden afgørende nødvendig.

Tabel 2 præsenterer således en vurdering og kategorisering af de identificerede farer og risici, under forudsætning af, at de kendte afværgeforanstaltninger er implementeret, og i lyset af det vidensniveau, som der på nuværende tidspunkt er om de pågældende risici eller farer under danske forhold.

Det vil sige, at det f.eks. ikke forventes, at der igangsættes en skifergasproduktion, hvor vandløb er < 2 m brede og i områder, hvor der er registreret grundvandsafhængig natur. Dette sammenholdt med at vi vurderer, at der er nok viden til at lave en vurdering, gør at vi samlet set ikke forventer, at der vil være en risiko/fare mht. effekten af vandindvinding på overfladevandsområder og grundvandsafhængig natur (A, grøn i tabel 2). Ligeledes er vores viden om afværgeforanstaltninger stor (A/B), når det gælder ”Problemer med brøndintegriteten”, men konsekvenserne af et eventuelt tab af brøndintegritet har meget stor betydning og derfor skal dette adresseres før, en indvinding starter og derfor bliver den potentielle farer og risici som resultat kategoriseret som værende rød. Et andet eksempel, hvor mere viden vurderes at være afgørende nødvendig (C), er ”Sprækkedannelse”. Hvis en kortlægning af naturlige sprækker viser, at der er mange sprækker i et område, så er det ikke forventningen, at der igangsættes en skifergasproduktion i et sådant område, hvorfor der dermed samlet set forventes en minimal risiko/fare (gul).

Endelig angiver tabel 2 i flere tilfælde at vi mangler specifik viden om lokale forhold, sammensætning af fraktureringsvæske el. lign. Det gør, at vi i visse tilfælde vurderer, at en eventuel myndighed eller sagsbehandler bør være ekstra opmærksom på, at den identificerede risiko/fare adresseres, før indvinding af skifergas påbegyndes på trods af, at alle kendte afværgeforanstaltninger er implementeret. Behovet for mere viden kan være yderligere undersøgelser generelt eller behov for mere lokal-specifikke informationer om f. eks. borepladsens nære omgivelser, lokale geologiske og naturmæssige forhold i forbindelse med en konkret ansøgning. F.eks. er der i tabel 2 angivet, at mere viden er afgørende nødvendig (C) for mange elementer under overskrifterne ”Spildevand og affaldshåndtering” og ”Radioaktive stoffer”. Det skyldes ikke en generel mangel på viden om stoffernes miljømæssige betydning (angivet med farver – her fortrinsvis rød), men at viden om stoffernes forekomst lokalt i skiferen ikke er kendt og skal adresseres før indvinding.

Tabel 2. Samlet vurdering af diverse identificerede potentielle risici og farer samt afværgeforanstaltninger. Det skal understreges, at tabel 2 er en oversigtstabel som er anvendelig til et hurtigt overblik, men det er afgørende nødvendigt at konsultere de specifikke afsnit, som er angivet i tabel 2, for at få det fulde overblik.

Potentiel risici/farer	Afværgeforanstaltning	Vidensniveau	Forventet betydning	Afsnit
Problemer med brøndintegriteten				
Pludseligt tab af brøndintegritet og blowouts	Tryktest af brønden før frakturering og installering af en blowout preventer.	A	●	3.4
Brud på brøndintegriteten over tid	Kontrol ved en cement-bond-log og andre logs.	B	●	
Induceret seismicitet og brøndintegritet	Brønde placeres væk fra kendte forkastninger, løbende seismisk monitoring under fraktureringen, øjeblikkeligt fraktureringsstop ved rystelser hvor $M_L > 1,7$.	B	●	3.3; 3.4
Brøndintegritet efter nedlukning	Overholdelse af Lovgivning for dekommissionering.	B	●	3.4
Miljøpåvirkninger				
Vandforbrug og vandressourcer	Hensyntagen til lokale hydrologiske forhold via basislinjestudier, modellering og monitoring.	B	●	3.1; 4.1.1-2
Effekt af vandindvinding på overfladevandsområder og grundvandsafhængig natur	Undgå indvinding hvor vandløb er < 2 m brede, samt områder, hvor der er registreret grundvandsafhængig natur.	A	●	4.1.3-4
Sprækkedannelse	Kortlægning af naturlige sprækker, ingen frakturering i kraftigt opsprækkede domæner.	C	●	3.2
Potentiel grundvandsforurening	1) For at undgå spild som kan nedsive, skal håndtering, blanding m.m. af fraktureringsvæsker ske på befæstede arealer med afløb til lukket system 2) Undgå brud på brøndintegriteten.	C	●	4.2.4-6; 4.2.12-13
Mulige miljøpåvirkninger af miljøfremmede organiske stoffer i grundvandsmagasiner	1) Overvågning af brøndintegritet og hurtig aktion ved spild på jorden 2) Overvågning af udvalgte miljøfremmede stoffer i grundvand.	B	●	4.2.5-7; 4.2.12-13
Mulige påvirkninger af uorganiske stoffer i grundvand	1) Overvågning af brøndintegritet og hurtig aktion ved spild på jorden 2) Løbende online måling af elektrisk ledningsevne i grundvand, som vil afsløre uorganisk udslip/spild. Suppleret med målinger af udvalgte makroioner og spormetaller.	A	●	4.2.5-6; 4.2.8; 4.2.12-13
Metan i drikkevandsboringer	Særlig iltning/luftning af grundvand på vandværk	A	●	4.2.9
Mulige påvirkninger af metan i grundvand fra skifergasproduktion	1) Løbende måling af metan indholdet i grundvand 2) Advarsel om risiko ved metanindhold på over 10 mg/L 3) Krav om øjeblikkelig handling ved metanindhold på 28 mg/L.	B	●	4.2.9
Mulige påvirkninger af jord ved spild	1) Befæstet areal med kontrolleret afløb 2) Sikkerhedsprocedurer for spild både på jord ifm. med borepladsen og jord ifm. transport.	B	●	4.2.5; 4.2.10
Mulige påvirkninger af overfladevand af udledning af	1) Krav om at stoffernes miljøprofil indgår i sammensætningen af	C	●	4.2.11-

spildevand fra frakturering	fraktureringsvæske 2) Anvendelse af BAT til at begrænse udledning af forurenende stoffer begrænses mest muligt 3) Fastsættelse af vilkår, så kvalitetskravene overholdes for det vandområde, der udledes til. Såfremt der er stoffer, hvor der ikke er fastsat et kvalitetskrav, skal et sådant fastsættes inden en udledning kan startes.			12
Partikeltransport via overfladestrømning fra borepladsen	Indvindingsboringer placeres i god afstand fra vandløb og søer	B	●	4.2.11
Udslip af metan og andre klimagasser	1) Målinger af metan, m.m. for at sikre at brønden er tæt 2) Krav om anvendelse af "Reduced emissions completions" (RECs) også kendt som "Green completions".	B	●	4.5
Risici forbundet med nedlukning af boreplads	Overholdelse af Lovgivning for dekommissionering.	B	●	3.4; 4.5; 5.4.4
Spildevand og affaldshåndtering				
Høj saltkoncentration i dansk formationsvand	Tilstrækkelig spildevandsrensning, udledning til en marin recipient med stor fortynding, overvågning af ledningsevne i overfladevand og grundvand.	B	●	4.2.3; 4.3
Oliestoffer i dansk formationsvand	Olieindholdet kan først endeligt afklares ved prøveboringer men forventes at være ubetydeligt.	C	●	4.2.3; 4.3
Mængden af spildevand	Opsamling i tanke eller bassin indtil rensning muligt.	A	●	4.3
Spildevandsbehandling af organiske stoffer	At fraktureringsvæsken består af kemikalier som er bionedbrydelige i renseanlæg.	A	●	4.3
Spildevandsbehandling af uorganiske stoffer ekskl. radioaktive stoffer	Krav om kontrolleret udfældning og beluftning af vand under oplagring.	B	●	4.2.3; 4.3
Affald i forbindelse med flowback vandet	1) Udførelse af udvaskningstests før deponering kan tillades 2) Generel karakterisering af affald indeholdende borespåner 3) Krav om at suspenderet materiale fra flowback vandet håndteres sammen med boreaffaldet.	C	●	4.3.2
Affald i forbindelse med spildevandrensingsprocessen	Eventuel forbehandling og deponering og afbrænding.	C	●	4.3.2
Mængden af affald fra boreprocessen indeholdende metan, organiske tilsætningsstoffer og uorganiske sporstoffer	Overholdelse af udvaskningsgrænseværdien for farligt affald i kystnært deponi.	C	●	4.3.2
Radioaktive stoffer				
Miljøfare ved radon	Ingen, da radon er en gas med kort halveringstid (3,8 dage).	A	●	4.4
Radioaktivitet i spildevand	Løbende overvågning og måling af radium og andre strålingskilder iht tilladelse fra myndighederne.	C	●	4.4
Spildevandsbehandling mht. radioaktive stoffer	1) Sedimentation af suspenderede partikler 2) Sulfatfældning af opløst radium 3) Behandling af udfældet radiumsulfat på egnede renseanlæg.	C	●	4.4

Udfældninger med indhold af radioaktive stoffer i installationer af rør, pumper, ventiler m.m.	Overvågning af udfældninger og behandling af disse som radioaktivt affald, hvis koncentrationerne overstiger undtagelsesniveauer i den danske lovgivning.	C	●	4.4
Løbende overvågning af radioaktiviteten i fast affald	Udarbejdelse af plan for overvågning, transport, behandling og opbevaring efter gældende regler og myndighedsbehandling.	C	●	4.4
Opløst radium og radon ført op mod grundvandsmagasiner af opadgående formationsvand	Kortlægning af naturlige sprækker, ingen frakturering i kraftigt opsprækkede domæner.	C	●	3.1; 4.4
Radioaktive stoffer i grundvand og overfladevand	Etablering af et overvågningsprogram som muliggør detektion af forhøjede værdier af radioaktive stoffer i grundvandet og overfladevand.	C	●	4.4
Landskabspåvirkninger og trafik				
Påvirkningen på landskabet	1) Analyse af fremtidig synsmæssig oplevelse før boring igangsættes 2) Udnyttelse af multihorisontale brøndanlæg 3) Lokalisering af boringer tæt på overordnet vejnet 4) Analyse af borelandskabets betydning for landskabskarakteren	C	●	5.3
Visuel påvirkning	Kamouflering af borepladsen ved at udnytte landskabets terrænprofil og/eller visuel afskærmning	B	●	5.4
Lys og støj	1) Lavtryksnatriumlamper, retning nedad, højden begrænses til 8 meter 2) Opsætning af støjskærme.	B	●	5.4.1
Transport af kemikalier og materiel	1) Lokalisering af boringer tæt på overordnet vejnet 2) Logistikstyring af transporter til/fra boringer 3) Kørsel med flere aksler på materiale-transporter til/fra boringer; 4) Kørsel med tunge køretøjer på veje der er bygget til det 5) Vandtilførsel via rør fra en lokal boring så tankbiler ikke skal levere vand	A	●	5.5

A = Nok viden til at lave en vurdering; B = Mere viden ønskværdig; C = Mere viden afgørende nødvendig

● = Risici/farer som skal adresseres før indvinding af skifergas; ● = Forventet minimale risici/farer; ● = Ingen forventet risici/farer; ● = Samlet vurdering ikke mulig

I det efterfølgende gives en overordnet beskrivelse af de identificerede risici og farer, som kunne være forbundet med indvinding af skifergas i Danmark. Disse inddeles i fem kategorier: 1) Kompromittering af brøndintegriteten, 2) Miljøpåvirkninger, 3) Spildevand og affaldshåndtering, 4) Radioaktive stoffer og 5) Landskabspåvirkninger og trafik. I afsnit 1.4 gennemgås mulige afværgeforanstaltninger før, under og efter skifergasindvindingen og monitoreringsmuligheder og behov før og efter en eventuel skifergasproduktion.

1.3.1 Problemer med brøndintegriteten

Pludseligt tab af brøndintegritet og blowouts

Et blowout er, hvis et permeabelt lag med et uventet højt tryk gennembøres, og den uventede trykstigning fører til tab af kontrol over brønden. Hvis konstruktion af forerør eller rørføring i overfladen ikke er udført korrekt, kan brønden fejle pludseligt under det høje tryk. Selvom frekvensen af blowouts ikke er kortlagt, forventes den at være lav, da kun enkelte tilfælde er rapporteret internationalt, dvs. i USA. Det høje tryk og den store mængde væske gør dog, at et pludseligt tab af brøndintegritet kan have betydelige konsekvenser.

Brud på brøndintegriteten over tid

Tab af brøndintegritet over tid er et alment problem for olie- og gasindustrien, men den gentagne tryksætning af en brønd ved frakturering og det store antal af brønde nødvendigt for skifergasindvinding kan dog forværre problemet. Det er vanskeligt at vurdere risikoen for brud på brøndintegriteten i et nyt felt i Danmark uden forudgående erfaringer med onshoreindvinding på stor skala og under danske forhold.

Induceret seismicitet og brøndintegritet

Hydraulisk frakturering kan medføre øget seismisk aktivitet enten ved direkte at inducere jordskælv eller ved at udløse jordskælv. Jordskælv har potentialet til at kompromittere integriteten af en eller mange brønde på en gang, men en så ekstrem hændelse kræver dog store bevægelser, som ikke kan forventes ved de jordskælv, der indtil nu er observeret ved hydraulisk frakturering.

Brøndintegritet efter nedlukning

En skifergasbrønd, der ikke længere skal anvendes, nedlukkes permanent ved at fylde den med cement og mekaniske propper for at gøre brønden tæt og forhindre udslip. Selvom metoden til nedlukning er blevet forbedret, kan problemer stadig opstå, da cement og mekaniske propper nedbrydes med tiden.

1.3.2 Miljøpåvirkninger

Vandforbrug i forhold til vandressourcer

Det gennemsnitlige vandforbrug for syv amerikanske skifergasformationer ligger omkring 18.000 m³/brønd, men med et spænd på 2.000-100.000 m³/brønd. Hvis der i Danmark maksimalt kan etableres 3.600 brønde, vil det samlede vandforbrug være ca. 66 millioner m³. Hvis man afstår fra produktion af gas i områder med særlige drikkevandsinteresser, Natura2000-områder, §3-områder, skovområder og byområder, vil antal brønde reduceres til ca. 1.100 (30 %) og dermed et samlet vandforbrug på ca. 20 millioner m³. Ud fra den tilgængelige grundvandsressource i Danmark på ca. 1 milliard m³/år og et nuværende forbrug på ca. 700 millioner m³/år vil vandindvinding til skifergasproduktion være håndterbar. Det betyder i midlertidigt ikke, at indvinding vil være uproblematisk. For det første kan vandressourcen lokalt allerede være overudnyttet. For det andet

varierer intensiteten af vandforbruget til skifergasproduktion. Effekten af vandindvinding til skifergas skal således altid vurderes ud fra en lokal analyse og modellering af vandressourcen.

Effekt af vandindvinding på overfladevandsområder og grundvandsafhængig natur

Vandindvinding til skifergasproduktion kan påvirke vandføring i især små grundvandsfødte vandløb. Forskellige organismegrupper i vandløb stiller forskellige krav til deres omgivelser. Danske vandløb er generelt karakteriseret ved at være små, idet 70 % er < 2 m brede. I de områder, som er interessante i forhold til skifergasindvinding i Danmark, er mange vandløb meget små. Ønskes en vurdering af effekter på den grundvandsafhængige natur, er det derfor nødvendigt at anvende en lokal modellering af trykket på vandsressourcen i forbindelse med skifergasproduktionen med inddragelse af topografi.

Sprækkedannelse

Ved hydraulisk frakturering er der en teoretisk risiko for, at sprækkerne når op til overfladen eller til grundvandsmagasiner, hvorved kemikalier og gas kan forurene disse. Amerikanske undersøgelser viser, at inducerede sprækker typisk har en længde under 200 m, at 99 % er under 350 meter og at ingen overstiger 588 meter. Det er således usandsynligt, at inducerede sprækker i 2-4 km's dybde i sig selv når grundvandsmagasiner. Derimod kan det ikke udelukkes, at sprækker fra hydraulisk frakturering kan få kontakt med naturlige sprækker, og der må derfor stilles særlige krav til kortlægningen af naturlige dybe sprækkesystemer.

Potentiel grundvandsforurening og mulige miljøpåvirkninger af miljøfremmede organiske stoffer i grundvandsmagasiner

Den mest sandsynlige transportvej for fraktureringskemikalier eller flowback-vand til grundvandet er ved lækage ved borerøret (brud på brøndintegriteten/blowouts). Spredning via sprækker fra skiferlagene forekommer at være meget mindre sandsynligt. Der kan også forekomme deciderede spild på jordoverfladen, så der vil ske nedsivning gennem de øvre lag ned til grundvandszonen. Ud af de 88 organiske kemikalier, som er blevet anvendt i hydraulisk frakturering i Polen, kan 29 kategoriseres som "Prioriterede stoffer" pga. deres iboende fysiske, kemiske og biologiske fareegenskaber, hvis der skulle ske en lækage ved boringen. Biocider, overfladeaktive stoffer og petroleumprodukter dominerer blandt de prioriterede stoffer; og 13 stoffer må betegnes som særligt uønskede i miljøet, da de har en klassifikation som værende kræftfremkaldende, ændrer arveanlæg, eller er skadelige for forplantningen eller er klassificerede med kronisk akvatisk miljøfare kategori 1. Det skal understreges, at der i denne vurdering ikke er taget højde for koncentrationer/mængder af stofferne eller potentielle, ikkeidentificerede nedbrydningsprodukter eller tilstedeværelsen af radioaktive isotoper. Fjorten vurderes at være "Mobile prioriterede stoffer", hvis der skulle ske et spild, mens 33 vurderes ikke at være særligt problematiske. I alt er der 26 kemikalier, som ikke kan vurderes pga. manglende data.

Hvis der sker en nedsivning til grundvandsmagasinet (spildscenarie) vil spredningen i grundvandet ikke adskille sig fra spredningen ud fra lækage i borerøret (tab af brøndintegritet scenarie). Nedsivning og spredning vil derfor afhænge af om hvilken typer af aflejringer, der er tale om (kvartære eller miocæne sandaflejringer, moræneler, og kalkformationer). Transporten i sandlagene er styret af advektiv transport, og der vil være høje og meget variable grundvandshastigheder (10-100 m/år) og der vil kunne være en meget lille fortynding. Transporten i moræneleren vil være meget langsom, hvis der ikke forekommer sprækker eller er kontakt med sandlag indlejret i moræneleren, hvilket betyder, at moræneleren kan lagre forureningsstoffer og en evt. senere frigivelse vil tage meget lang tid. I kalkformationer er transporten i matricen også langsom, og den

primære transport vil ske i eventuelle sprækkezoner, hvor grundvandshastigheden til gengæld ofte meget høj (op til flere m pr. dag).

Der eksisterer kun grundvandskvalitetskriterier for to af de 88 miljøfremmede stoffer, nemlig naphthalen (1 µg/L) og isopropanol (10 µg/L). Biocider vil formentlig skulle håndteres svarende til pesticider, hvor kvalitetskriteriet i grundvand er 0,1 µg/L. For alle øvrige stoffer skal der etableres et grundvandskvalitetskriterium, hvilket igen vil kræve en særskilt vurdering med fokus på de humantoksikologiske egenskaber. Beregninger viser, at det vil kræve en fortynding på mindst 100-10000 gange for naphthalen og isopropanol for at nå ned på grundvandskvalitetskriteriet og fortynding alene vurderes ikke at kunne bringe koncentrationer ned under de forventede acceptable koncentrationer i grundvandet. Desuden vil det grundlæggende være i strid med praksis inden for jordforureningsområdet, hvis fortynding er den eneste dæmpningsmekanisme. Der skal således ske en meget betydelig nedbrydning, hvis koncentrationerne skal være acceptable ud fra eksisterende eller forventede grundvandskvalitetskriterier. Vurderingen af nedbrydningen i grundvandszonen er vanskelig, da de fleste stoffer i forbindelse med deres godkendelse ofte er testet under forhold, som ikke repræsenterer de naturlige forhold i et grundvandsmiljø, hvor der bl.a. er ganske få bakterier og næringssalte tilstede.

Mulige påvirkninger af uorganiske stoffer i grundvand

Flowback vand fra hydraulisk frakturering har et højt indhold af uorganiske stoffer, det vil sige salte på opløst form. En sammenligning mellem middelindholdet af salte i formationsvand fra dybe onshoreboringer i Danmark og grænseværdi fra Drikkevandsbekendtgørelsen, eller anbefalede værdier fra WHO eller den amerikanske miljøstyrelse (US EPA) viser at indholdet af uorganiske stoffer er kritisk for Br^- , Sr^{++} , Fe^{++} , B (forskellige kemiske formler), Ba^{++} , I, As (forskellige kemiske former) pga. lave "grænseværdier", mens situationen er kritisk for Cl^- og Na^+ pga. de høje koncentrationer og kritisk for Mg^{++} , Br^- , Sr^{++} , Ba^{++} , I og As (forskellige kemiske formler) pga. lave "grænseværdier" og relativt høje forventede koncentrationer. En sammenligning mellem indholdet af sporelementer i modelfraktureringssvæske inkuberet iltfrit med Alun Skifre fra Øland, Skåne og Bornholm (GEUS, upublicerede data) og grænseværdier fra Drikkevandsbekendtgørelsen eller anbefalede værdier fra WHO eller US EPA viser, at der er mulighed for potentielle overskridelser pga. lave grænseværdier for Ni, Co, As, Mo, Se, Cr, V, Be, Pb, Cd og Hg og situationen vurderes særligt kritisk for Ni, Co, As og Mo og Se.

Metan i drikkevandsboringer

Der er observeret høje koncentrationer af metan i drikkevandsboringer omkring producerende skifergasbrønde i USA. En høj koncentration af metan er dog ikke ensbetydende med kontaminering fra skifergasindvindingen, eftersom der naturligt forekommer metan i grundvandet. Biologisk dannet metan (biogen metan) i grundvand forekommer i nogle egne af Danmark, særligt i Vendsyssel og i Nordsjælland. Skifergas derimod indeholder termogen metan, der er dannet dybt i undergrunden, og under danske forhold vil tilstedeværelsen af termogen metan i grundvandet indikere en lækage f.eks. fra en dyb boring, en gasledning eller lignende.

Mulige påvirkninger af metan i grundvand fra skifergasproduktion

I forbindelse med indvinding af skifergas ved hydraulisk frakturering har der været en udbredt bekymring for udslip og transport af metan til grundvandsreservoirer og drikkevandsboringer. Normalt betragtes metan i grundvand og i drikkevandsboringer ikke som en direkte sundhedsfare for mennesker i forbindelse med indtag. Ved opblanding af metan i luft i koncentrationer på mellem 5 % og 15 % og ved tilstedeværelse af en antændelseskilde er der en umiddelbar risiko for brand

eller eksplosion. Opløseligheden af metan stiger imidlertid med øget tryk, hvilket betyder, at opløseligheden af metan i grundvand vil stige med dybden under jordoverfladen. De amerikanske myndigheder har fastsat to niveauer for risiko: advarsel om risiko ved et metanindhold i vand på over 10 mg/L og krav om øjeblikkelig handling ved et metanindhold på 28 mg/L. En mulig spredningsvej for metan er via sprækker fra skiferlagene. I Danmark findes skiferen mellem 2.000 og 4.000 m under terræn og det danske grundvand hentes fra få meter under terræn til omkring 100-150 m. Det vurderes derfor mindre sandsynligt, at der vil ske spredning via sprækker fra selve skiferlagene til overliggende grundvandsmagasiner. En mere sandsynlig spredningsvej for metan anses for at være utætheder fra gasproduktionsbrønde.

Mulige påvirkninger af jord ved spild

Spild af fraktureringsvæske, boremudder og/eller formationsvand til jord vil kunne foregå ved uheld pga. enten tæringer, rørbrud, fejlagtig håndtering på borepladsen eller trafikuheld. Fraktureringsvæske m.m. indeholder generelt stoffer, som vil forurene jorden. Salte, miljøfremmede organiske forbindelser, metaller og radioaktive stoffer kan skade jordkvaliteten, og generelt er tilførsel af store mængder salte skadelig for jordkvaliteten, hvilket må anses som den største risiko ved spild på jorden. Saltene influerer på ionbytningskapaciteten og påvirker dermed kolloid- og aggregatstrukturen i jorden og vil kunne medføre øget transport af kolloider og tungmetaller samt nedsat hydraulisk ledningsevne. Jordstrukturen kan dermed falde sammen, og jordkvaliteten forringes. Saltpåvirkning af jorden kan desuden øge jorderosion og sænke jordens vandledningsevne. Blandt de organiske stoffer, som anvendes i fraktureringsvæske anses biociderne for de mest problematiske i forbindelse med spild på jorden.

Mulige påvirkninger af overfladevand af udledning af spildevand fra frakturering

Returvand fra hydraulisk frakturering vil være en kompleks blanding af fraktureringskemikalier og nedbrydningsprodukter samt salte, radioaktive stoffer, tungmetaller m.m. fra undergrunden, som kan have en effekt på vandlevende organismer. En egentlig risikovurdering baseret på aktuelle koncentrationsniveauer af kemikalier m.m. i overfladevand er ikke omfattet af denne udredning. I forhold til vandmiljøet har flere af disse kemikalier m.m. en eller flere miljøkritiske egenskaber og er bl.a. klassificeret skadelig for vandlevende organismer, meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer og giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger. Af de 16 kemikalier på EU Kommissionens liste er ni kemikalier akut giftige for vandlevende organismer. Af de 88 kemikalier, som har været anvendt i Polen og i forbindelse med prøveboringen ved Vendsyssel-1, er ca. en 1/3 af kemikalierne akut giftige for vandlevende organismer. Det skal imidlertid bemærkes, at datagrundlaget for over halvdelen af kemikalierne ikke foreligger eller er utilstrækkelig til at vurdere kemikaliernes mulige effekter i vandmiljøet. Derfor kan det faktiske antal af kemikalier med akut giftighed overfor vandlevende organismer være højere end vurderet her.

Partikeltransport via overfladestrømning fra borepladsen

Flere undersøgelser har påvist øget partikeltransport via overfladeafstrømning og øget indhold af suspenderet stof i vandløb i områder med hydraulisk frakturering. Øget partikeltransport kan medføre en øget sedimentaflejring, som kan skade dyr og mikroorganismer i vandløb og søer.

Udslip af metan og andre klimagasser

Der kan forekomme betydelige emissioner af metan og andre klimagasser, efter at brønden er boret, og før den kommercielle produktion starter. Under produktions- og transportfasen peger forskellige studier og estimater på, at metanemissionen kan være op til 4 % af produktionen. Efter brønden er

lukket kan den gradvise nedbrydning af materialer eller utilstrækkelig brøndkonstruktion føre til lækager af metan enten gennem borehullet eller omkring borehullet.

Risici forbundet med nedlukning af boreplads

Flere rapporter nævner, at der er risiko for, at dele af borepladsens areal ikke kan bruges efter nedlukningen af borepladsen pga. sundhedsrisiko. Der er eksempler på, at brønde kan lække metangas efter forsegling. Dette resulterer i tab af landområder, og i egne, hvor borepladserne ligger forholdsvis tæt, er der risiko for fragmentering af landskabet.

1.3.3 Spildevand og affaldshåndtering

Saltkoncentration i dansk formationsvand

Formationsvand fra dybe formationer indeholder store mængder salt, og salt i spildevandet forventes derfor at udgøre et væsentligt problem. En mulig påvirkning af grundvand, jord og ferskt overfladevand bør belyses nærmere, og det høje saltindhold vil også have konsekvenser for valget af rensningsteknologi, idet biologiske/kemiske rensningsanlæg er følsomme over for forhøjede saltkoncentrationer, og idet ultrafiltrering eller inddampning vil føre til større mængder salt og koncentreret saltopløsning, som efterfølgende skal håndteres.

Oliestoffer i dansk formationsvand

De danske Alun Skifre forventes at være tørre skifre pga. stor geologisk modenhed, hvor oliekomponenter under højt tryk og temperatur er omdannet til gas. Dette betyder, at indholdet af oliestoffer i formationsvandet må forventes at være lavt, og at olieindholdet i spildevandet derfor fortrinsvis vil stamme fra boremudder og fraktureringsvæske.

Mængden af spildevand

Der findes ikke data, der kan bruges til at forudsige spildevandsproduktionen fra en dansk skifergasbrønd. Tager man udgangspunkt i et estimat af spildevandsproduktion for amerikanske skifergasbrønde, kan man forvente, at en brønd gennemsnitligt producerer ca. 13.000 m³ og at halvdelen vil komme det første år. Håndteringen af de store mængder spildevand kræver omfattende transport og opbevaringsfaciliteter samt adskillige led i håndteringsprocedurer. Risikoen ved nedpumpning og deponeringen af flowback vand i undergrunden vurderes at udgøre en væsentlig risiko for grund- og overfladevand. Selvom det forekommer usandsynligt, at man vil gøre det i Danmark, så vil der i de tilfælde, hvor den overskydende fraktureringsvæske deponeres i forseglede brønde på borningslokaliteten, være en risiko for lækager gennem revner og makroporer i jorden til nærtliggende grundvandsmagasiner og overfladevand.

Spildevandsbehandling af organiske stoffer

Spildevand fra skifergasproduktionen forventes altid at blive rensset biologisk inden udledning, således at der kun er acceptable lave restkoncentrationer af de organiske kemikalier i vandet. Baseret på oversigten over fraktureringskemikalier, der er anvendt i Europa, vurderes det at være muligt at finde kemikalier, som er bionedbrydelige i renseanlæg, og dette forventes derfor at blive en vigtig parameter for valget af kemikalier til sammensætning af fraktureringsvæsker i Danmark.

Spildevandsbehandling af uorganiske stoffer ekskl. radioaktive stoffer

Formationsvandet indeholder salte, som kommer op af brønden sammen med gassen. Der er tale om almindelige salte, som findes i op til syv gange højere koncentration end havvand. Der vil være høje koncentrationer af positivtladende ioner (divalente kationer) og som vil udfælde ved kontakt med luft

ved overfladen. Desuden er der en række metaller, som kan være giftige for vandmiljøet. Formationsvandet indeholder desuden radioaktive stoffer, der kan forekomme i så høje koncentrationer, at det skal overvejes, om slammet fra vandrensningen skal håndteres særskilt, fordi radioaktiviteten overstiger grænseværdier for almindeligt fast affald.

Affald fra boreprocessen, flowback vandet og spildevandsrensningsprocessen

I forbindelse med boreprocessen vil der produceres væsentlige mængder borespåner under etablering af den dybe boring. Det forventede volumen af borespåner kan estimeres ud fra viden om borediameter og -dybde og vurderes til at være ca. 1.900 tons pr. brønd. De opborede borespåner forventes at indeholde metan samt tilsætningsstoffer fra boremudderet på grund af skiferens høje indhold af organisk kulstof, som igen giver skiferen et højt sorptionspotentiale over for organiske forbindelser. Det betyder, at de mest hydrofobe organiske tilsætningsstoffer i boremudderet kan bindes til skifermaterialet og frigives over en længere tidshorisont ved udvaskning i et affaldsbehandlingsanlæg eller ved den efterfølgende deponering. Ud over organiske forbindelser har borespåner fra den gennemborede Alun Skifer ligeledes et relativt højt indhold af uorganiske sporstoffer, som er bundet i reducerede svovlforbindelser (bl.a. pyrit). Undersøgelser har vist at de uorganiske sporstoffer kan udvaskes fra skiferen, og især værdien for molybdæn (Mo) (16 mg/kg skifer) er høj og ligger tæt på udvaskningsgrænseværdien for udvaskning af farligt affald i kystnært deponi. Det høje indhold af reducerede svovlforbindelser (bl.a. pyrit) kan oxideres ved kontakt med atmosfærens iltindhold, hvilket igen kan lede til dannelsen af aciditet og et fald i pH, som i sidste ende leder til forøget mobilitet af uorganiske sporstoffer.

Flowback vandet, som genereres i forbindelse med boringen indholder suspenderet materiale i koncentrationer på typisk 500-1.000 mg/L, men samlet set vurderes bidraget fra suspenderet stof at være af relativt beskedent omfang i forhold til affald genereret ved boreprocessen. På nuværende tidspunkt kræver det yderligere undersøgelser af udvaskningsegenskaber af affaldstyperne for at kunne vurdere, om affaldstyperne kan modtages på almindelige danske deponeringsanlæg for inert, mineralsk, blandet eller farligt affald uden yderligere forbeholdende aktiviteter.

1.3.4 Radioaktive stoffer (NORMs)

Alun Skifer formationen er den mest radioaktive bjergart på dansk område. Spildevand, borespåner, udfældninger og produceret gas vil derfor kunne indeholde radioaktive stoffer som uran, thorium, radium og radon. Radioaktiviteten i det producerede affaldsmateriale fra boring, spildevand m.v. skal undersøges løbende under boreprocessen for at bestemme affaldets videre skæbne. Radioaktive stoffer i spildevandet, specielt radium, kan være et væsentligt problem i forhold til spredning, ophobning, toksicitet og strålingsfare for miljø og mennesker. Radon, der måtte følge med op til terræn med spildevandet, eller som slipper ud sammen med produceret gas gennem utætheder i boreinstallationer, forsvinder hurtigt i den omgivende atmosfære og det er tvivlsomt, om det påvirker miljøet, da radon er en gas med en kort halveringstid på 3,8 dage. Med hensyn til grundvandsbeskyttelse m.m. er der en risiko for spild og udsivning fra beholdere og vand-slambassiner under opbevaring, behandling og transport af spildevand, ligesom der fra utætheder ved boringen kan sive materiale ud, som kan nå vandmiljøet. Den opadgående bevægelse af formationsvand med indhold af radioaktive komponenter kan foregå gennem de overliggende bjergarter eller gennem naturlige sprækker og forkastninger i bjergarterne, hvilket kan forårsage, at bl.a. opløst radium og radon føres op mod grundvandsmagasiner og dermed til overfladevandsområder.

1.3.5 Landskabspåvirkninger og trafik

Påvirkningen på landskabet

Landskabspåvirkningen består først og fremmest af en arealbeslaglæggelse til borepladsen og udviklingen af indvindingslandskabet. Hermed forstås de kumulative påvirkninger af den rumlige udbredelse (antallet af borepladser og afstanden imellem dem) og den tidslige udvikling i etablering og operation af borepladserne. Information om konkrete effekter på landskabet, som er anvendelig i et dansk perspektiv, er sparsom. Arealet af den enkelte boreplatform angives i litteraturen til mellem 0,7 og 4,1 ha. Udover arealbeslaglæggelse ændrer arealet karakter til et industrielt udtryk, idet arealerne forsegles, der anlægges belægnings m.m. Kumulerede effekter på landskabet kan ikke evalueres generelt, da de vil være afhængige af faktorer som befolkningstæthed, karakter og tæthed af bebyggelsesstrukturen, landbrugsstrukturen, turistindustriens udnyttelsesmønstre samt skala, kompleksitet og intensitet i arealanvendelsen (og nærhed til sensitive modtagere, dvs. lokalsamfund, habitater, værdifulde landskaber). Effekterne vil i hovedsagen være reversible i et længere tidsperspektiv under antagelse af at landskabet genetableres efter endt indvinding, men komprimering af jordbund og tab af jordbundsfunktioner kan dog have en potentielt irreversibel effekt, som kan være vigtig i visse landskaber, eksempelvis i jordbrugslandskaber med høj værdi.

Visuel påvirkning

Der kan ske en visuel påvirkning på grund af udbredelse og oprettelse af borepladsen. Et multihorisontalt brøndanlæg kræver et boretårn på 30-35 meter, hvor borepladser med et mindre antal brønde kan nøjes med et tårn på 17-18 meter. Højden er afgørende for den visuelle påvirkning, og fra hvor lang afstand boretårnet kan ses under selve boringsfasen. Udbygning af eksisterende infrastruktur og etablering af nye vejanlæg udgør ligeledes en stor visuel belastning.

Lys og støj

Borepladsen belyses under prøveboringen og under etableringen af de lodrette og horisontale brøndboringer, og en lang række dyrs livscyklus forstyrres af kraftigt lys om natten såsom frøer, flagermus, salamandere m.m. Landskabets rekreative værdi vil også nedsættes. Støjgenerne er knyttet til øget trafik og maskinstøj under etableringen af borepladsen (planering, jordvolde, vandbassiner, bundopbygning og asfaltering samt opsætning af hegn og vejopbygning og/eller udvidelse). Man har estimeret, at en boreplads med ti brønde vil have 800 til 2.500 dage med støjaktivitet, inden produktionen går i gang ifm. anlægning af borepladsen og konstruktion af veje.

Transport af kemikalier og materiel

Kemikalier anvendt i hydraulisk frakturering og borekemikalier transporteres sædvanligvis til borepladsen i tankbiler, oplagres og blandes på stedet. Selvom disse kemikalier højst udgør 2 % af fraktureringssvæskens, vil den samlede mængde kemikalier være betydelig. Trafikulykker udgør en mulig tabsvej til overfladevand og grundvand, hvis trafikulykken skaber kemikaliespild. Skifergasindvinding medfører ligeledes transport af materiel til påbegyndelse af en boring samt personale, materiel og råstoffer i forbindelse med hver frakturering. De trafikale problemstillinger, der knytter sig til indvindingen, afhænger af indvindingsområdets samlede størrelse og tæthed samt af, i hvilke typer af områder det foregår. Undersøgelser rapporterer om øgede trafikmængder, øget antal trafikuheld og skadestuebesøg i skifergasindvindingsområderne. Hvis det antages, at der i Danmark generelt vil være mulighed for adgang til at føre vand i rør frem til brøndene, at de enkelte borepladser vil have omkring 14 brønde og at frekvensen for fraktureringer er ca. hvert femte år, peger amerikanske nøgletal på et kørselsbehov på mellem 4 og 12 lastvognsture ind eller ud fra hver boreplads i gennemsnit pr. dag i driftsfasen. Intensiveres anvendelsen af de enkelte borepladser i

retning af flere borer/brønde må der forventes mere trafik til/fra anlægget. Generne af denne kørsel afhænger i høj grad af tilslutningen til det overordnede vejnet.

1.4 Afværgeforanstaltninger og monitorering

I forbindelse med skifergasproduktion og udviklingen af denne findes der forskellige monitorerings- og afværgeforanstaltninger, som bør implementeres for at minimere og undgå eventuelle miljøpåvirkninger. Disse er i flere tilfælde meget specifikke, mens andre er mere generelle.

1.4.1 Forudgående og efterfølgende monitorering af grund- og overfladevand

Uorganiske stoffer i overfladevand og grundvand

Før hydraulisk frakturering påbegyndes, bør der bestemmes en basislinje for indholdet af relevante uorganiske stoffer for det overfladevand og grundvand, som ud fra den forudgående hydrologiske og hydrogeologiske karakterisering potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Basislinjebestemmelsen bør løbe over mindst et år, da indholdet af salte og sporstoffer vil variere over året. Basislinjerne fra forundersøgelsen bør anvendes som reference ved den efterfølgende overvågning. Hvis der i vandmiljøet under eller efter boring og gasindvinding påvises forhøjet ledningsevne eller forhøjede indhold af salte og sporstoffer, bør der igangsættes egentlige forureningsundersøgelser og eventuelt afværgeforanstaltninger, og overvågningen fortsættes, indtil basislinjeforholdene er genetablerede.

Miljøfremmede stoffer i grundvand

Før boring og hydraulisk frakturering påbegyndes, bør der bestemmes en basislinje for indholdet af relevante miljøfremmede organiske stoffer i grundvand, som ud fra den forudgående hydrogeologiske karakterisering potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Stofferne skal udvælges ud fra mobilitet og deres potentielle effekter på grundvandskvaliteten. Som et led i vurderingen skal redoxforholdene monitoreres, da nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer og metan kan ændre disse.

Monitorering af metan i grundvandet

Konklusioner vedrørende metanpåvirkning af drikkevandsboringer fra skifergas besværliggøres generelt af, at der ofte ikke er udført baggrundsmålinger af metan før skifergasindvinding. Der foreligger således ikke et solidt sammenligningsgrundlag. Der bør derfor udføres monitorering af grundvandets indhold af metan før der igangsættes skifergasindvindingsaktiviteter og udføres analyse af metanens kemiske og isotopiske sammensætning med henblik på at bestemme, om den tilstedeværende metan er af biogen eller termogen oprindelse.

Monitorering af biologi og vandkemi i vandløb, søer og kystområder

Det vil være relevant at der gennemføres en grundig biologisk, fysisk og kemisk beskrivelse af forholdene i de akvatiske økosystemer, der ligger i boringsområdet, inden modningen og udviklingen af borepladsen foretages. Den biologiske screening bør for vandløb omfatte fisk, makroinvertebrater, bentiske alger og vandplanter. For søer bør fisk, pelagiske alger, zooplankton, makroinvertebrater og vandplanter undersøges. For kystområder bør fisk, bentiske dyr, ålegræs og makroalger undersøges.

Kortlægning af naturlige sprækker og forkastninger i Danmarks undergrund

Det er en bekymring ved hydraulisk frakturering, at sprækkerne når overfladen eller grundvandsmagasiner, hvorved kemikalier og gas kan forurene disse. Mikroseismisk overvågning kan kortlægge udbredelsen af sprækkerne, hvorved pumpeprogrammet kan tilpasses til at holde inducerede sprækker inden i formationen. For at undgå, at inducerede sprækker fra hydraulisk frakturering i opsprækkede domæner kan få kontakt med lange naturlige sprækker og ad den vej nå grundvandsmagasiner, bør der inden den hydrauliske frakturering foretages detaljerede kortlægninger af sprækker og forkastninger.

Inducerede jordskælv og triggede jordskælv

Menneskeskabt aktivitet i undergrunden kan forårsage jordskælv af forskellige typer. Det vil være ønskværdigt med en detaljeret 3D kortlægning af forkastninger i den danske undergrund i og omkring områder, hvor frakturering tænkes at foregå. Det er derfor vigtigt at monitorere lokalt for at kende seismiciteten inden boring og nedpumpning af væske samt at monitorere efterfølgende. Især under selve fraktureringsprocessen bør data være tilgængelige i realtid (inden for nogle minutter) og overvåges så jordskælvsaktivitet opdages hurtigt, og en eventuel aktivitet kan stoppes, hvis rystelser vurderes at være uacceptable. Det vil kræve et monitoringsnetværk i drift i helst to år (minimum ét år), inden boring påbegyndes. Lokale refleksionsseismiske undersøgelser bør ligeledes gennemføres for at kortlægge forkastninger, inden den endelige boreposition fastlægges for at mindske risikoen for, at en frakturering kan udløse triggede jordskælv.

Induceret seismicitet og brøndintegritet

For at reducere risikoen for kompromittering af brøndintegriteten relateret til induceret seismicitet skal der bestræbes på at placere brønde væk fra aktive forkastninger, hvilket vil gøre, at jordskælv af betydelig størrelse er centreret væk fra brønden.

1.4.2 Mulige afværgeforanstaltninger under selve boringen

Afværgeforanstaltninger med hensyn til visuelle påvirkninger

For at minimere den visuelle indvirkning på landskabet kan og bør der foretages en analyse af den fremtidige synsmæssige oplevelse af borepladsen og infrastruktur placeret i landskabet. For at reducere i antallet af nyopførte produktionsanlæg og dertil hørende vejanlæg anbefales multihorisontale brøndanlæg, på trods af, at disse anlæg vil kræve etablering af et 30-35 meter højt boretårn i boringsfasen og deraf følgende en mere udbredt negativ visuel påvirkning i en periode. Kamouflering af borepladsen kan ske ved indhegning eller placering af borepladsen nær eksisterende beplantning, skovbryn m.m. eller ved at udnytte landskabets terrænprofil, ved at forstærke plateauer og skrænter, m.m.

Pludseligt tab af brøndintegritet og blowouts

For at undgå blowout under boringsarbejdet er der installeret en såkaldt blowout preventer (BOP) i overfladen, som er en samling af ventiler, der kan lukke brønden af i tilfælde af et blowout. En skifergasbrønd skal pr. design kunne modstå fraktureringstryk i størrelsesordenen 500 bar, men brønden kan fejle pludseligt under det høje tryk, hvis konstruktion af forerør eller rørføring i overfladen ikke er udført korrekt. Tryktest af brønden må forventes at reducere denne risiko.

Brud på brøndintegriteten over tid: cementering og forerør

Et ujævnt borehul, efterladt boremudder eller gas kan kompromittere cementeringen og dermed brøndintegriteten over tid og den gentagne tryksætning af en brønd ved frakturering og det store

antal af brønde nødvendigt for skifergasindvinding kan forværre problemet. Umiddelbart efter at cementeringen er gennemført, kan den kontrolleres ved en cement-bond-log (CBL), som måler fordelingen af cementen bag forerøret med lydbølger. Efter et borestadie er cementeret fortsættes boringen nogle få meter, hvorefter der udføres en formations-integritets-test (FIT) for at bestemme, hvor meget tryk formationen kan modstå. Hvis der ikke er nogen indikationer på en mangelfuld cementering, og cementeringen består FIT, forventes det, at cementeringen er tilstrækkelig til at forhindre strømning af væske eller gas bag forerøret, men det skal pointeres, at brøndintegriteten af cementeringen nedbrydes over tid.

Dekommissionering af skifergasbrønde

Når en skifergasbrønd ikke skal anvendes mere, nedlægges den ved at fylde den med cement og mekaniske propper for at gøre brønden impermeabel og forhindre udslip. Metoden til cementering af en brønd ved dekommissionering er blevet forbedret, men problemer kan stadig opstå. I USA har man set gasindvinding i over 100 år, og lovgivningen for dekommissionering af brønde er blevet meget striksere, hvilket har afhjulpet meget af problemet.

Valg af boremudder og fraktureringskemikalier

Før miljømyndigheden tillader udledning af et konkret stof, skal der være fastsat et kvalitetskrav eller foreligge et forslag dertil. Dette gælder for alle forurenende stoffer, som har en form for giftvirkning i vandmiljøet. Der findes en lang række hydrauliske fraktureringsvæsker på markedet med forskellige miljøprofiler, og ved valg af kemikalier bør stoffernes miljøprofil indgå i afvejningen. Der bør være fokus på at anvende mindre skadelige kemikalier, så potentielle skadevirkninger på miljø og sundhed løses ved selve fraktureringsprocessen og ikke kun ved efterfølgende afværgeforanstaltninger.

Genanvendelse og/eller injektion af spildevand

Det er afgørende, at spildevandet håndteres, for at minimere de negative miljøpåvirkninger som flowback vandet måtte kunne have på vandmiljøet m.m. Spildevand kan behandles med forskellige metoder på særlige anlæg eller på almindelige spildevandsrensingsanlæg. Internationalt har den foretrukne metode til bortskaffelse af vand ved hovedparten af den igangværende skifergasproduktion været enten at genbruge den til frakturering eller at injicere den ned i særlige brønde til bortskaffelse (98 % i USA). Hvis man vælger at tillade injektion som bortskaffelsesmulighed, er skiferlagene i Danmark generelt isolerede fra grundvandsmagasiner. Ved genanvendelse af spildevand vil tekniske kemikalier formodentlig ikke kræve behandling, men kan snarere bidrage til at formindske kemikalieforbruget. Ved genanvendelse vil der være brug for at fjerne partikler af hensyn til skader på udstyr og risiko for tilstopninger i brønden. Internationalt er det beskrevet, at det ofte er nødvendigt at nedbringe mængden af opløste salte. Det kan foregå ved udfældning, som vil producere en begrænset mængde fast affald eller ved anvendelse af membranfiltrering, som vil producere en koncentreret saltfraktion, som skal bortskaffes.

Behandling af salte i spildevandet

Overordnet vil behandling med henblik på udledning kunne opdeles i to muligheder, som afhænger af det modtagende vandområdes tolerance for tilførsel af salt. Hvis vandområdet ikke kan tolerere saltbelastningen vil vandbehandlingen bestå i en membranfiltrering, som producerer rent vand, der kan udledes uden toksiske effekter. Membranfiltreringen producerer et meget saltholdigt koncentrat, som indeholder alle rester af organiske kemikalier fra fraktureringsvæsken. Dette koncentrat vil blive kørt bort til behandling på et renseanlæg. Et eksisterende renseanlæg, som vil ofte have en stor fortyndingskapacitet da man kan blande flowback vandet med andre spildevandsstrømme, som kan

fortynde saltkoncentrationen, så den ikke påvirker den biologiske renseproces for de organiske kemikalier. Hvis der findes en recipient, der kan tolerere saltbelastningen i området, hvor gasindvindingen foregår, vil man kunne undgå transport ved at behandle spildevandet på et anlæg indrettet til formålet i forbindelse med gasinstallationen. Tilstedeværelsen af kommunale renseanlæg vil være fordelagtige, fordi der typisk vil være en forholdsmæssig kortere transport af spildevandet. Det er dog nødvendigt at overveje, om saltkoncentrationen er og kan blive for høj i et evt. kommunalt renseanlæg. Der findes flere renseanlæg for industrispildevand, som vil være mere egnede til at behandle skifergasspildevand.

Slamproduktion i forbindelse med spildevandsrensning

Den forventede produktionen af organisk slam er lille sammenlignet med det, der typisk kommer fra behandling af kommunalt spildevand og industrispildevand, og vil derfor ikke kræve yderligere overvejelser i kommunale og industrirenselanlæg. Hvis der etableres en rensning af spildevandet i forbindelse med skifergasproduktionen, vil den beskedne slamproduktion formodentlig kunne bortskaffes ved forbrænding sammen med almindeligt spildevandsslam på et renseanlæg, der forbrænder slam. Da hovedparten af vandet stammer fra flowback vandet, vil der være en mindre forurening med potentielt giftige metaller og radioaktive stoffer fra formationsvandet. Når slammet forbrændes sammen med store mængder almindeligt slam fra spildevandsbehandling, vil det formodentlig ikke påvirke, hvordan asken fra forbrændingen kan deponeres. Mere konkrete antagelser må nødvendigvis være baseret på faktiske data.

Affald

I forbindelse med affaldshåndteringen, kan man forvente, at det er nødvendigt at forbehandle affaldet før en endelig deponering. Klintholm Deponi I/S, beliggende uden for Hesselager på Fyn modtager borespåner fra olie- og gasboringer i Nordsøen efter forbehandling hos naboen Soil Recovery A/S, hvor olie hidrørende fra boremudderet bortdestilleres. De behandlede borespåner modtages derefter på specialdepot på Klintholm Deponi I/S, som har godkendelse til at deponere borespånerne som mineralsk affald. Ifølge den danske deponeringsbekendtgørelse stilles der krav til udførelse af udvaskningstests for nye, ukendte affaldstyper, før en deponering kan tillades. På grund af relativt højt indhold af uorganiske sporstoffer er der behov for at få udført en generel karakterisering af affald indeholdende borespåner fra Alun Skiferen, før der kan udpeges en miljøforsvarlig affaldshåndtering. Faldet i pH (og dermed den forøgede mobilitet) forbundet med det høje indhold af reducerede svovlforbindelser (bl.a. pyrit), som oxideres ved kontakt med atmosfærens iltindhold, kan imødegås ved indblanding af et buffermateriale, såsom kalk. Det kan derfor være nødvendigt at forholde sig til en tidsafhængig forøgelse af stofudvaskningen fra deponeret skiferaffald ved den generelle affaldskarakterisering. Flowback vandet, som generes i forbindelse med boringen, indeholder suspenderet materiale, som med fordel kan håndteres sammen med boreaffaldet fra skiferlagene.

Radioaktivitet

Før borearbejdet begynder bør der udarbejdes en plan for overvågning, transport, behandling og opbevaring efter gældende regler og myndighedsbehandling, og der bør ligeledes etableres et overvågningsprogram, som muliggør detektering af eventuelt forhøjede værdier af radioaktive stoffer i grundvandet og overfladevand. Mens borearbejdet pågår, bør både radium og radon overvåges og løbende måles i spildevandet i henhold til tilladelse fra myndighederne. Dette samme gælder udfældninger med indhold af radioaktive stoffer i installationer af rør, pumper og ventiler, og disse bør behandles som radioaktivt affald, hvis koncentrationerne overstiger værdierne for undtagelsesniveauer i den danske lovgivning. I forbindelse med spildevandsbehandling bør der ske

en adskillelse af radium fra spildevand og opsamling og behandling af det udfældede radiumsulfat på etablerede renseanlæg.

1.4.3 Undervejs og efter boringen

Spild på jorden

Ved spild til jord bør der løbende foretages monitoring af overholdelse af grænseværdier. Overskridelse af grænseværdierne vil medføre nedsatte anvendelsesmuligheder af jorden eller krav om fjernelse og oprensning. Med hensyn til påvirkninger af jord ved eventuelle spild er der et behov for monitoring af de aktuelle forhold i jorden ved hver boreplads som forberedelse til aktion ved eventuelt spild. Hvis spildet påvirker jordens kvalitet, kan oprensning foregå ved f.eks. kemisk eller biologisk oprensning, som dog ofte vil strække sig over længere tid. Et alternativ er fjernelse af den forurenede jord. Det forventede høje saltindhold i spild vil påvirke jorden, så der kan opstå erosion og dårligere vandleddningsevne i jorden.

Mulige afværgeforanstaltninger mht. landskabspåvirkninger

Fysisk planlægning er et vigtigt redskab til beskyttelse af relevante landskaber. Det anbefales, at landskabet genetableres efter dekommissioneringen. Permanente ændringer af jordbundsfunktioner har været nævnt som en mulig effekt i visse områder, og i litteraturen nævnes det, at der skal grubbes efter genetablering af området for at modvirke traktose.

Lys og støj

For at begrænse lysforurening anbefales det at bruge lavtryksnatriumlamper i stedet for højtrykslamper og begrænse højden for lyskildens placering til 8 meter over terræn og retningsstyre nedad vha. skærme. Grønt lys med uv-filter forstyrrer ikke fuglene nær så meget som rødt og blåligt lys og bør foretrakkes. Mht. støj bør der anvendes støjskærme, da disse reducere kan støjen med 70 %.

Trafik og afværgeforanstaltninger

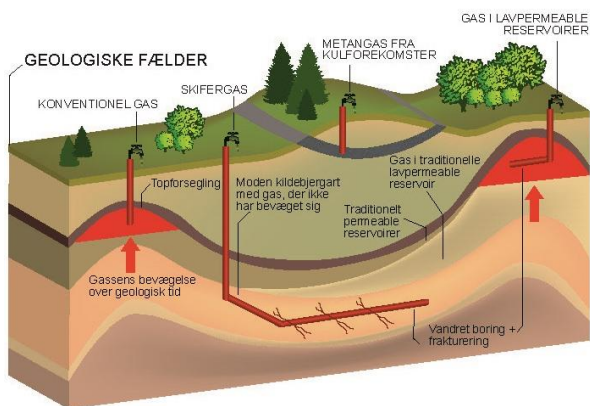
Lokalisering af boringer kan med fordel gennemtænkes ift. det overordnede vejnet og afstand fra by, således at der er mindst mulige behov for gennemkørsel af bymæssige områder i forbindelse med materialetransport til/fra boringen. Formålet med dette er at sikre, at kørslen med tunge køretøjer så vidt muligt sker på veje, der er bygget til det, og at trafikale gener og uheld i mødet mellem lokal trafik, herunder bl.a. bløde trafikanter, reduceres mest muligt. Adgang til vand på/ved boringen kan reducere behovet for tunge transporter væsentligt. En stor del af materialetransporten til boringen i forbindelse med frakturering er vand til at pumpe ned i undergrunden. Hvis vand er til rådighed på stedet, kan mange lastbiltransporter spares.

2. Skifergas og regional geologisk karakterisering

For de danske geologiske forhold kan diskussionen af skifergas begrænses til at omhandle forekomster af termalt dannet naturgas (ca. 95 % ren metan) fanget i dybt (>1,5 km) begravede palæozoiske lerdominerede skifre. De danske skifres geologiske karakteristika kan sammenlignes med Marcellus og Haynesville skifrene i hhv. Appalacherne og East Texas i Nordamerika. De danske skifre indeholder gas og den tekniske ressource på land er opgjort til $0\text{--}137 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ gas af den Amerikanske Geologiske Undersøgelse. Alun Skiferen indeholder desuden forøgede koncentrationer af en lang række sporstoffer knyttet til reducerede svovl- og kulstofforbindelser i skiferen.

2.1 Hvad er skifergas?

Skifergas betegner naturgas udvundet fra bjergarten skifer, der overvejende består af finkornede partikler i ler- og siltkornstørrelsesfraktionen. Skifergas kaldes også for en ukonventionel gasressource, idet gassen ikke er lokaliseret i egentlige isolerede felter, således som konventionelle gas typiske er, men i stedet forekommer i mere diffust afgrænsede skiferlag, der også typisk er udbredt i meget store områder (figur 1). Gassen er dannet fra organisk materiale i skiferen. Gennemstrømningen af gas i skiferen kan enten ske gennem forbundne porer (hulrum) i selve bjergarten eller gennem sprækker. Da gennemstrømningen typisk er særdeles lav i skifre blev den industrielle udnyttelse af skifergas først rentabel da man v.h.a. horisontale borer og dannelsen af kunstige netværk af sprækker via hydraulisk frakturering var i stand til at producere gassen.



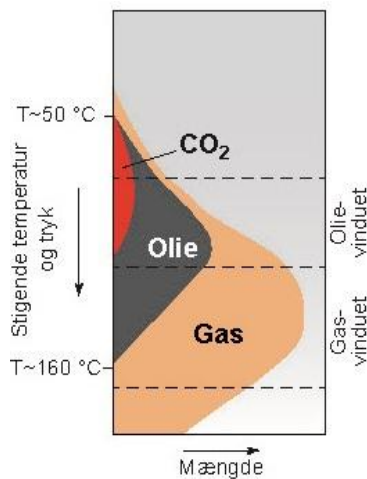
Figur 1. Principskitse af konventionelle og ukonventionelle typer af gasforekomster. Permeabiliteten er et udtryk for gennemstrømningsevnen. I Alun Skiferen er permeabiliteten $7\text{--}8000 \times 10^{-9}$ Darcy (Ghanizadeh et al. 2014). Til sammenligning har et konventionelt reservoir typisk en permeabilitet på $0,1\text{--}3000 \times 10^{-3}$ Darcy. Fra Schovsbo & Nielsen (2013).

Storskala skifergas indvinding kendes i dag kun fra Nordamerika, hvor der indvindes fra mange bassiner og flere forskellige skifre jf. USGS (2012), Kuuskraa et al. (2013) og Jarvie (2012). På grund af store regionale geologiske forskelle mellem de Nordamerikanske skifre har betegnelsen skifergas i praksis fået en meget bred definition og betegner nu gas af meget forskellig sammensætning. Skifergas omfatter således både metan, ethan og propan produceret fra meget forskellige finkornede bjergartstyper, der kan være både ler-, karbonat- og/eller silica-dominerede (Jarvie, 2012).

Hvad er skifergas i dansk sammenhæng?

Set i lyset af den brede definition, som skifergas har fået i Nordamerika, er det relevant i denne redegørelse at foretage en præcisering af begrebet, således at dets gyldighed i en snævrere dansk sammenhæng er korrekt. Det skønnes kun relevant for nuværende at omfatte områder på land og for

de danske geologiske forhold på land kan diskussionen af skifergas begrænses til at omhandle forekomster af termalt dannet naturgas fanget i dybt (>1,5 km) begravede Palæozoiske lerdominerede skifre, idet kun disse opfylder anerkendte screening kriterier for skifre, der potentielt kan indeholde gas (Schovsbo et al. 2011, 2014; Kuuskraa et al. 2013; Gautier et al. 2013). Da de danske skifre er gasmodne (se figur 2) skønnes en diskussion af skiferolie ikke at være relevant, og en relativ ren metan gas lig den der findes i Skåne (se tabel 1) er derfor forventelig fra en evt. fremtidig skifergas produktion i Danmark. Mineralogisk kan betegnelsen skifer begrænses til en stentype med omtrent 50 % lermineraller. Den restende del vil bestå af mineralerne kvarts og feldspat samt kulstof og svovlforbindelser såsom pyrit (FeS_2). Indvindingen af skifergas i Danmark vil forudsætte brugen af hydraulisk frakturering, idet den danske skifer ikke har naturlig permeabilitet (Ghanizadeh et al. 2014), der vil tillade en egentlig produktion via et naturligt forekommende sprækkenetværk. I den følgende del af redegørelsen er ovenstående definition af dansk skifergas benyttet.



Figur 2. Principskitse for dannelse af termal olie og gas. Olien og gassen dannes fra organisk materiale, der opvarmes under højt tryk. Opvarmningen sker, når skiferlagene begravnes under yngre jordlag, idet temperaturen typisk stiger 25-30°C pr. km ned igennem jorden. Olievinduet betegner det tryk- og temperatur-interval, hvori olie dannes, og gasvinduet betegner det tryk- og temperatur-interval, hvori gas dannes. Grafik efter Schovsbo & Nielsen (2013).

Hvordan dannes skifergas?

Olie og gas dannes af organisk materiale, der ikke er blevet nedbrudt i forbindelse med aflejringen, og derfor nu findes indlejret i undergrundens lag. Det organiske materiale er rester af planter og dyr, der levede i havene på det tidspunkt, hvor aflejringen skete. De døde dyr og planter rådned ikke bort, fordi der var meget lidt eller intet ilt til stede på havbunden. Sådanne iltfattige bundmiljøer kendes i vores dage i mange havområder, f.eks. de dybere dele af Østersøen og Sortehavet, hvor der sker aflejring af organisk materiale. Der skelnes mellem to hovedtyper af gas, nemlig biogent dannet og termalt dannet gas. Biogen gas dannes ved mikrobiel omsætning af organisk stof under iltfrie betingelser. Den største begrænsende faktor er temperatur (<60°C) og tilgængelighed af organisk materiale. Biogent gas kan dannes både i meget unge sediment (sumpgas), i oliefelter og i organiskholdige skifre som f.eks. Antrim Skiferen i USA og Alun Skiferen i Sverige (Erlström, 2014). Da biogent dannet gas ikke er relevant som kilde til dansk skifergas pga. dens store begrævelses dybde af de danske palæozoiske skifre behandles den ikke videre. Termalt dannet olie og gas dannes, når kildebjergarten begravnes under yngre lag og opvarmes, se figur 2. Olie dannes, når lagene opnår temperaturer på ca. 60-120°C, og gas dannes, når lagene opnår temperaturer på ca. 100-200°C (figur 2). Der tales temperaturmæssigt om et olievindue og et gasvindue, og de ligger på cirka 2-4 km's dybde (olie) og 3-6 km's dybde (gas).

2.2 Geologisk karakterisering af relevante danske skiferformationer

Skifre, hvorfra der kan indvindes gas, er kendetegnet ved et højt indhold af organisk materiale (>2 %), en stor udbredelse og tykkelse (>20 m) samt ved at skiferen har været begravet så dybt, at der er blevet dannet gas i den. I Danmark er det kun skifre aflejret i Ældre Palæozoikum for 420-510 millioner år siden, der opfylder alle disse kriterier på land. Udnyttelse af skifergas kræver et stort antal borer (se kapitel 4.1.1), og da det er meget dyrt at udføre offshore borer er det for nuværende kun relevant at overveje skifergas indvinding onshore. En offshore udnyttelse er teknologisk mulig og kan være relevant i relation til eksisterende installationer jf. Cornford et al. (2014).



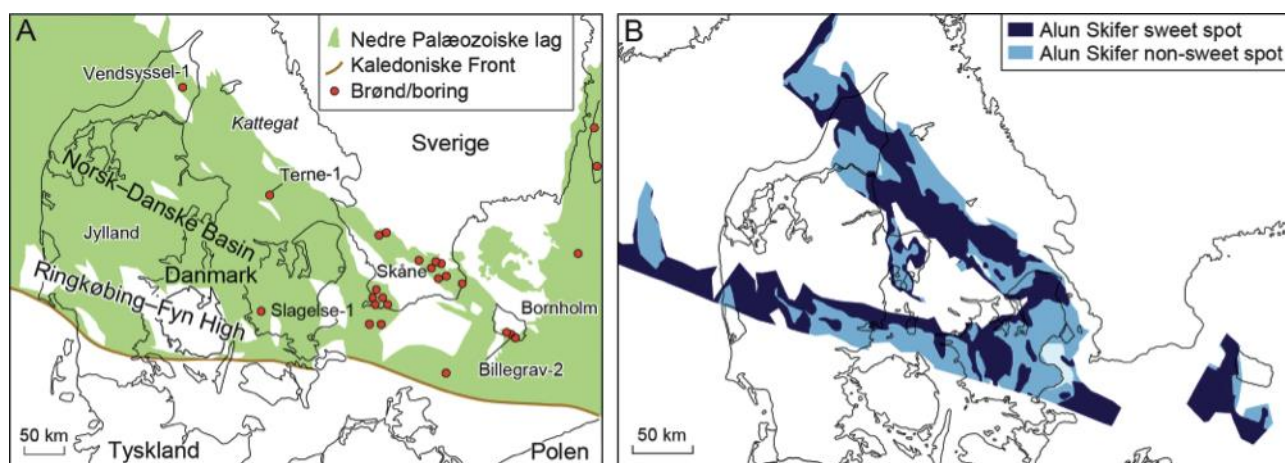
Figur 3. Geologisk tidssøjle med angivelse af de vigtigste geologiske begivenheder for Alun Skiferen. Efter Schovsbo & Nielsen (2013).

I Danmark blev der aflejret skifre med et højt organisk indhold i to geologiske tidsafsnit, dels i Ældre Palæozoikum og dels i Mesozoikum (aldrene fremgår af figur 3). De mesozoiske skifre, især den såkaldte Farsund Skifer, er vigtige kildebjergarter for den olie og gas, der indvindes i Nordsøen, men under det danske landområde er disse skifre endnu ikke begravet dybt nok til at have dannet hverken olie eller gas. De palæozoiske skifre i den danske undergrund har derimod været begravet så dybt, at de har været i gasvinduet. Det er dog usikkert, om den gas, der blev dannet, stadig sidder tilbage i skifrene eller om den er sivet ud igennem de mange millioner af år, der er gået, siden gassen blev dannet for lidt over 400 millioner år siden (figur 3). De palæozoiske skifre blev oprindeligt aflejret for ca. 420-510 millioner år siden i et hav, der dækkede Skandinavien, dele af Polen og de baltiske lande. Aflejringen skete i løbet af de geologiske tidsperioder Kambrium, Ordovicium og Silur (figur 3). Af de palæozoiske skifre er særligt Alun Skifer usædvanlig rig på organisk materiale, helt op til 25 %, dog gennemsnitligt ”kun” 9 %. Den er op til 180 m tyk i Kattegatområdet og ca. 80-100 m i Skåneområdet. Organiskholdige skifre findes også i de lidt yngre ordoviciske og silure skifre. Disse skifre indeholder op til 5 % organisk materiale, men er for

tynde (op til 10 m, Pedersen 1989) til at de kan være selvstændige efterforskningsmål for skifergas i Danmark. Gassen i Alun Skiferen forventes at være relativt tør og består primært af metan uden bidrag af længere-kædede hydrokarboner (tabel 3). Sammenlignet med Nordamerikanske producerende skifergasforekomster er Alun skiferen mest lig Marcellus samt Haynesville i hhv. Appalacherne og East Texas (jf. opgørelse i Jarvie, 2012) med hensyn til mineralogi, mængde af organisk indhold og dybden til skiferen. Man kan derfor forvente lignende tekniske forhold for boring og produktion mellem disse skifre.

Tabel 3. Sammensætning af gas fra Alun Skiferen i Skåne i absolutte (mg gas per kg skifer) og relative værdier (gassammensætning).

	Metan	Etan	Propan	I-butan	n-Butan	I-Pentan	n-Pentan	CO ₂	C1/(C1-C5)
Middel, mg/kg	12232	532	10	1	0	0	0	240	0,95
Maks., mg/kg	28904	1190	28	4	3	1	0	468	0,99
Min., mg/kg	461	4	0	0	0	0	0	125	0,90
Middel	92%	5%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	0,95
Maks.	97%	9%	1%	0%	0%	0%	0%	27%	0,99
Min.	72%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0,90



Figur 4. A) Geologisk kort der viser udbredelsen af palæozoiske bjergarter. Kortet viser også boringer, der gennemborer Alun Skiferen. B) Prospektivt område i Danmark for skifergas med angivelse af bruttoudbredelsen af "sweetspots" og "non-sweetspots" (defineret i tekst, se også figur 6). Kort efter Schovsbo et al. (2011, 2014).

Udbredelse: Palæozoiske skifre er kun påtruffet i få dybe boringer i Danmark. Skifrenes udbredelse er i stedet kortlagt baseret på seismiske undersøgelser og forventes på denne baggrund (f.eks. Lassen og Thybo 2012) at være til stede i det meste af den danske undergrund (figur 4). De tre dybe efterforskningsboringer i Danmark, der har påvist Alun Skifer er Terne-1 i Kattegat, Slagelse-1 på Sjælland og Vendsyssel-1 i Nordjylland (figur 4). I Skåne er der talrige boringer, både videnskabelige og olie og gas efterforskningsboringer, der er nået ned i Alun Skiferen (figur 4A). På Bornholm er Alun Skiferen flere steder blottet i å-skæringer og den er også kendt fra en del boringer (Pedersen 1989; Schovsbo et al. 2011). Alun Skiferen er også kendt fra det centrale Sverige samt i Norge fra Oslo området og den norsk-svenske fjeldkæde (Buchardt et al. 1997; Nielsen & Schovsbo 2006; Erlström, 2014). Tilsvarende lag kendes også fra det nordlige Polen og Estland.

Stratigrafi: Alun Skiferen blev aflejret i de geologiske tidsperioder Kambrium og Ordovicium (figur 3). Stratigrafisk opdeles skiferen i tre hoveddele; den ældste del stammer fra Mellem

Kambrium, den mellemste del blev aflejret i Furongian (tidligere benævnt yngre Kambrium) og den øverste del stammer fra Ældre Ordovicium (Nielsen & Schovsbo, 2006). Geokemisk og bjergartstypemæssigt er der forholdsvis stor forskel på de tre dele. Den mellemste del er den mest organisk rige og har også den relativt største berigelse af en lang række spormetaller (Buchardt et al. 1997; Schovsbo, 2002). Det er denne del, som er mest interessant i skifergas sammenhæng.



Figur 5. Berigelsesgraden af forskellige grundstoffer i Alun Skiferen i sammenligning med en "normal" skifer (Tøyen Skifer). Efter Buchardt et al. (1997). Berigelsesmønsteret er karakteristisk for den type Alun Skifer, som forventes at være til stede i den danske undergrund.

Geokemi: Mineralogisk set består en gennemsnits Alun Skifer af ca. 50 % lermineraller, 30 % kvarts (SiO_2), 10 % feldspat og ca. 10 % pyrit (FeS_2) samt mindre mængder karbonat (Pedersen, 1989; Schovsbo, 2012b). Lerminerallerne udgøres primært af illit med mindre mængder tobelite og et meget lille indhold af smectit (Lindgreen et al. 2000). I Terne-1 boringen er den gennemsnitlige mængde kulstof i Alun Skiferen 6,0 %. I den 66 m tykke Furongian del af Alun Skiferen er der i gennemsnit 8,7 % kulstof. Kulstoffet findes i fast form, og repræsenterer den rest, der er tilbage af den oprindelige mængde af alger, dyrerester m.v., der blev afsat sammen med skiferen, og som ikke siden blev omdannet til olie eller gas.

Alun Skiferen er beriget på en lang række spormetaller (figur 5). Denne berigelse skyldes aflejningsmiljøet, hvor der var meget lidt eller intet ilt til stede på havbunden, og mange af sporstofferne er bundet til det organiske materiale og eller svovlforbindelser. Der er både en stor stratigrafisk og geografisk variation i sporelementberigelsen i Alun Skiferen, især mht. uran (Schovsbo, 2002). Derfor er det vigtigt, at der sammenlignes med relevante skifertyper for at vurdere den forventede sammensætning af Alun Skiferen indenfor de potentielt prospektive skifergas områder. De repræsentative værdier fremgår af tabel 4. Alun Skiferen har i sammenligning med andre skifre en af de størst kendte uranberigelser (Buchardt et al. 1997). Den geologiske baggrund for fordelingen af uran i Alun Skiferen er beskrevet af Schovsbo (2002), der viste, at en høj berigelsen fortrinsvis er knyttet til kystnære aflejningsområder med Alun Skifer. Uranindholdet i Alun Skiferen varierer både vertikalt og regionalt, og de største uranberigelser findes i Furongian delen (den mellemste del) i det centrale Sverige (Schovsbo, 2002), hvor uranindholdet i skiferen når værdier på 200 til 500 mg/kg, dvs. op til 500 gram per ton. Den type Alun Skifer, som findes i Danmark, blev aflejret længere fra datidens kyst og den mest repræsentative type skønnes at være den som er repræsenteret af Terne-1 borgen (tabel 4). Den type indeholder i gennemsnit 35 mg/kg uran hvilket er langt mindre end i Alun Skiferen i det central Sverige.

Tabel 4. Oversigt over indholdet af forskellige spormetaller i Alun Skiferen. Kattegat (Terne-1 boringen, Schovsbo 2012a), Oslo området (Gautneb & Sæther 2009), Skåne (Gislövshammar-2 boringen, Buchardt et al. 1997), Bornholm (Billegrav-2 boringen, Schovsbo, 2012b). Værdierne er repræsentative for den type Alun Skifer, som forventes udbredt i Danmark. *Tre Radium (Ra) målinger (Statens Institut for Strålehygiejne, 1996) er opført i tabellen. Der gøres opmærksom på at urankoncentrationer som opgives for hhv. Albjära, Skåne, og Sommerodde, Bornholm i Total E&P Denmark B.V. (2015) stammer fra et studie baseret på hånd-holdt XRF scanner målinger direkte på kernestykker. Sådanne målinger har større total usikkerhed (lavere nøjagtighed) pga. den akkumulerede effekt af sampling, handling og analyse fejl end laboratoriedata, der baserer sig på nedknust kernemateriale, der repræsenterer en mere tilfredsstillende prøvetagning.

Element	Enhed	Kattegat			Oslo området			Skåne	Bornholm		
		Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Middel	Maks.	Min.
Th	mg/kg	12	19	8					13	15	12
Ba	mg/kg				1929	42750	0	2833	2767	9322	443
Cd	mg/kg	8	36	1					26	225	0,6
Co	mg/kg	17	35	10				30	29	35	22
Cu	mg/kg	127	211	54	99	833	10	140	193	256	153
Pb	mg/kg	50	238	17				38	42	139	19
Mo	mg/kg	58	128	9	154	425	15	103	115	260	46
Ni	mg/kg	90	149	39	133	565	35	174	175	400	69
U	mg/kg	35	81	9	37	126	4	59	54	90	26
V	mg/kg	954	2574	277	950	4150	50	1369	946	2200	318
Zn	mg/kg	315	1280	37	102	999	12	163	1293	10975	31
Ra*	mg/kg								51, 104, 118		

Termale historie: Efter aflejring i Kambrium-tidlig Ordovicium blev Alun Skiferen begravet til stor dybde i den sene del af Silur for lidt over 400 millioner år siden (figur 3). Det skete i forbindelse med dannelsen af den Norske Fjeldkæde og en anden fjeldkæde lige syd for Danmark, der nu er helt nedslidt. Formodentligt har de lag, der blev aflejret i Silur og Devon, været op imod 4-6 km tykke i det danske område, og i forbindelse med aflejringen af disse lag steg temperaturen ned gennem jordlagene, og der blev utvivlsomt dannet gas i den underliggende Alun Skifer. I forbindelse med store jordskælv i Karbon og begyndelsen af den efterfølgende Perm tid – for ca. 300 millioner år siden (se figur 3) – blev lagene fra Ældre Palæozoikum opbrudt i en række forkastningsblokke, der blev vippet og opløftet, og der skete en omfattende erosion af lagene (Mogensen & Korstgård, 2003). Mange steder kom Alun Skiferen derfor tæt på jordoverfladen (figur 6). Fornyet indsunkning i Mesozoikum for ca. 250-60 millioner år siden (figur 3) førte til, at Alun Skiferen igen blev begravet til flere kilometers dybde under yngre lag uden dog at blive så dybt begravet, at fornyet gasdannelse skete. Opløft i Kænozoikum for ca. 20 millioner år siden (figur 3) har ført til, at Alun Skiferen visse steder findes tæt på jordoverfladen og bl.a. kan ses i åer på Bornholm og langs kysten af Skåne og Öland.

Prospektive områder i Danmark

De potentielle områder for skifergas indvinding fra Alun Skiferen i Danmark kan defineres som områder, hvor Alun Skiferen er mindst 20 m tyk, gasmoden og begravet på mellem 1,5 og 7 kilometers dybde (Schovsbo et al. 2014). I den geologiske model publiceret af Schovsbo et al. (2014) skelnes mellem to typer af lødighed af skiferen. Det største ressource potentiale for skifergas findes i de såkaldte "sweetspots", der repræsenterer områder, hvor Alun Skiferen skønnes at have muligheder for et højt gasindhold til forskel fra "non-sweetspots", der skønnes at være områder, hvor der er et lavere gasindhold eller større risiko for udsivning af gassen. Bruttoarealmæssigt udgør sweetspots ca. 6.800 km² (figur 4B); heraf ca. 2.400 km² indenfor dybde intervallet 1,5-5 km,

og ca. 4.400 km² indenfor dybde intervallet 5-7 km på land. For at vurdere den samlede usikkerhed af den geologiske kortlægning af prospektive områder er der for hver af del-informationerne anført en usikkerhed. Arealerne for brutto-udbredelsen (figur 4B) er sammen med de respektive usikkerheder anvendt i en modellering foretaget af Den Amerikanske Geologiske Undersøgelse (USGS) med henblik på at estimere skifergas ressourcen (Gautier et al. 2013). Modelleringen viste, at det gennemsnitlige potentielle prospektive område på land er ca. 14.000 km² (variation mellem 12.141 km² - 16.188 km²) og at det gennemsnitlige nettoareal for "sweetspots" udgør 23 % af det totale område (variation mellem 10-40 %) svarende til ca. 3.200 km². Dette areal er ca. 50 % mindre end hvad bruttokortet viser på figur 4B, men fremkommer ved anvendelsen af en såkaldt Monto Carlo simulering, der indregner kumulerede usikkerheder. Analyseinstituttet Advanced Resources International (ARI) har også kortlagt det forventede prospektive skifergas område i Danmark og opgjorde det til 23.000 km² (Kuuskraa et al. 2013). I ARI's kortlægning antages det, at hele arealet, hvor Alun Skiferen er gasmoden på land, også er prospektivt. Ingen yderligere kort såsom et kort, der viser, hvor skiferen er til stede, eller et kort, der angiver den nuværende dybde af Alun Skiferen, er inddraget. Begge kort ville ved inddragelse have begrænset ARI opgørelse af det prospektive område i Danmark.

På grund af at der kun eksisterer få data om gasindholdet i Alun Skiferen er erfaringer fra andre lande bragt i anvendelse i forbindelse med vurderingen af de danske forhold. I Sverige har selskabet Shell i perioden 2007-2012 efterforsket skifergas i Skåne (Pool et al. 2012; Erlström, 2014). I alt blev tre borer udført, der alle gennemborede Alun Skiferen på 700-800 meters dybde. Selskabet tilbageleverede området i 2012 efter fund af uøkonomiske mængder af gas i Alun Skiferen. Erfaringen herfra er anvendt bl.a. til at definere sweetspots og gassammensætningen, eftersom erfaringerne fra Skåne tyder på, at gassen ikke længere er fastholdt i skiferen, der nu ligger på under 1 km's dybde.

Den geologiske udvikling i Polen er generelt sammenlignelig med den geologiske udvikling i Danmark, bortset fra at Alun Skifer kun findes i undergrunden i den nordligste del af Polen. Der efterforskes derfor primært efter organiskholdige ordoviciske og silure lag, der er udviklet mere gunstigt i relation til skifergasefterforskning end de jævndreende lag i Danmark. Alun Skifer er et sekundært mål for skifergas efterforskning i den nordligste del af Polen, men her er tykkelsen af Alun Skiferen ringe i forhold til det sydlige Skandinavien inklusive Danmark. Selskabet BNK petroleum nævner, at de i Warblino 1H brønden prøvetestede med en rate på 2,510³ m³ pr. dag (BNK, 2014) og selskabet 3Legs Resources nævner, at der i Strzeszewo LE-1 brønden flød gas til overfladen (3Legs, 2014) fra lag modsvarende Alun Skiferen. I Tyskland findes Alun Skiferen udelukkende til havs, og det vil ikke være økonomisk rentabelt at udføre efterforskning efter skifergas. I Norge findes Alun Skiferen bl.a. i Oslo området og langs den Norsk-Svenske bjergkæde, men skifergas forekomster her er ikke skønnet teknisk mulige pga. lokale geologiske forhold (Kuuskraa et al. 2013). Det gør sig også gældende, at skiferen her ikke er begravet særligt dybt, hvorfor evt. gas må forventes at været sivet ud af skiferen. Danmark er derfor det eneste område, hvor der potentielt er muligheder for en større gasressource i Alun Skiferen.



Figur 6. Geologisk principskitse der viser opbygningen af undergrunden i det nordlige Danmark. Baseret på Schovsbo et al. (2014). I ressource modellen skelnes mellem sweetspots, der repræsenterer områder hvor Alun Skiferen forblev begravet mere end 1 km efter gasmodningen og non-sweetspots områder, hvor Alun Skiferen blev opløftet i en periode til nær overfalden (< 1 km) efter gasmodningen i Sen Palæozoikum, hvorfor der er stor risiko for at gassen er sivet ud.

Gennemgang af metoder til vurdering af skifergasressourcens størrelse

Alun Skiferens teknisk indvindbare skifergas ressource er vurderet af hhv. USGS (Gautier et al. 2013) og ARI (Kuuskraa et al. 2013) som omtalt oven for. I de to vurderinger anvendes forskellige metoder, der dog begge er baseret på skifergas forekomster i Nordamerika. USGS anvender en produktions baseret tilgang til ressource vurderingen baseret på en historisk skifergas produktions database, der fastsætter ressourcen pr. brønd baseret på skifergas forekomster i Nordamerika (Charpentier & Cook, 2010). ARI har en volumetrisk tilgang, der udregner gasmængden i skiferen og derpå estimerer den sandsynlige indvindingsgrad baseret på nordamerikanske skifergas analogier (Kuuskraa et al. 2013). De to metoder beskriver teknisk set det samme, og vil ved at benytte velkalibrerede input data give sammenlignelige estimer af skifergasressourcen (Stueck et al. 2015). Begge metoder opgør den maksimale ressource, som kan udvindes med nuværende kendt teknologi til at udvinde skifergas (teknisk mulig ressource), og der tages i estimatet ikke stilling til om gasforekomsterne er økonomisk rentable at producere.

Estimat af den tekniske indvindbare skifergasressource i Danmark

Den tekniske indvindbare skifergasressourcen er efter USGS metode opgjort til et samlet middel estimat på $196 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas (Gautier et al. 2013). Arealmæssigt er dette fordelt med $71 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas på land og $125 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas til havs. Det samlede estimat varierer fra en nedre ressource grænse på 0 m^3 gas, idet der på nuværende tidspunkt ikke er påvist gas i indvindbare mængder i skiferen, til en samlet øvre ressource grænse på $378 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas. I estimatet anvendes to kvaliteter af Alun Skiferen. Den arealmæssige fordeling af de to kvaliteter til lands og til havs varierer betragteligt (10-60 % sweetspots i forhold til non-sweetspots), og denne variation udgør den væsentligste kilde til usikkerheden i estimatet. Denne skelnen i kvaliteter er indføjet for at tilgodese et geologisk usikkerhedsmoment og afspejler erfaringer fra brønddata (se tidligere). Den samlede tekniske skifergasressource (til stede på land og til havs) svarer cirka til den mængde gas, der pr. 1/1-2012

var produceret i den danske del af Nordsøen (opgjort til $170 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas, Energistyrelsen 2012) og til cirka dobbelt så meget gas, som summen af den opgjorte reserve og betingede ressource i Danmark (opgjort til $95 \times 10^9 \text{ m}^3$, Energistyrelsen 2012). Den tekniske skifergasressource på land svarer til 40 % af den samlede gasproduktion i Danmark og til ca. 75 % af den opgjorte sum af reserve og betinget ressource i Danmark opgjort pr. 1/1-2012 af Energistyrelsen.

Tabel 5. Ressourcevurdering af Alun Skiferen. EUR: Estimatet Ultimate Recovery. Kilder: USGS: Gautier et al. (2013), ARI: Kuuskraa et al. (2013). *: Ikke opgjort for Danmark, men overført fra analoge forhold. Betnyttet omregningsfaktor fra ft^3 gas til m^3 gas: 0,0283.

	USGS	ARI
Teknisk olieressource, 10^9 tønder	0	0
Teknisk gasressource til havs, 10^9 m^3 gas (P95-(middel)-P5)	0-(125)-240	
Teknisk gasressource på land, 10^9 m^3 gas (P95-(middel)-P5)	0-(71)-137	897
Prospektivt område på land, gennemsnit, 10^3 km^2	14	23
Gennemsnitlig lødighed, 10^6 m^3 gas / km^2 gas på land	5,1	39
Dræningsområde pr. brønd km^2 (P95-(middel)-P5)	0,4-(0,65)-0,81	0,32*
EUR pr. brønd, 10^6 m^3 gas (P95-(middel)-P5)	3,0-(14)-37	28-113*

Den teknisk indvindbare skifergasressource i Alun Skiferen på land er vurderet af ARI til $897 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas (Kuuskraa et al. 2013). Til sammenligning viser USGS's estimat af skifergasressourcen på land kun $71 \times 10^9 \text{ m}^3$ gas svarende til ca. 13 % af estimatet publiceret af Kuuskraa et al. (2013) (tabel 5). De to estimater bygger på to forskellige metoder til at opgøre ressourcer på, og en variation mellem estimaterne er derfor forventeligt. Forskellen er dog signifikant og kan ikke alene forklares ud fra forskellige metoder (jf. Stueck et al. 2015). De to modeller tager udgangspunkt i forskellige kortlægninger af det prospektive område. Hvis forskelle i det kortlagte område normaliseres ses det, at USGS gennemsnitlige lødighed i det prospektive område er ca. 8 gange mindre end antaget af ARI (tabel 5). Den antagede brøndproduktivitet (EUR: Estimated Ultimate Recovery) viser også store forskelle imellem de to estimater (tabel 3). Kuuskraa et al. (2013) anslår EUR til $28-113 \times 10^6 \text{ m}^3$, hvilket er ca. 8 gange højere end vurderet af Gautier et al. (2013) (tabel 3). Da både USGS og ARI bruger sammenlignelige nordamerikanske analogier for Alun Skiferen vil det, jf. Stueck et al. (2015), have været forventeligt, at de to metoder gav sammenlignelige resultater. Input parametrene er dog ikke velkalibrerede, hvilket bl.a. fremgår af, at USGS brøndproduktivitet er baseret på et historiske gennemsnit over alle brønde i de relevante skiferanalogier opgjort i perioden 2001-2011 (USGS 2012), hvorimod Kuuskraa et al. (2013) antager en brøndproduktion baseret på nyere teknologier og udviklinger (se yderligere diskussion på side VIII8-VIII10 i Kuuskraa et al. 2013). Generelt vurderes USGS estimatet at være det mest sandsynlige og statistisk bedst funderede og vil i den resterende rapport blive brugt som grundlag for videre beregninger. Weijermars (2013) har anslået, at en EUR på $136 \times 10^6 \text{ m}^3$ gas skønnes at give en marginalt rentabel produktion i en skifer som Alun Skiferen. Weijermars økonomiske mindste estimat er derfor over både USGS og ARI estimater for den tekniske EUR og usikkerheden i det forventede EUR er derfor ikke trivial. Til kalibreringen af ressourceestimatet for skifergas i Danmark er det derfor nødvendigt at have repræsentative brønd kalibreringsdata samt produktionstest data tilgængelige for Alun Skiferen. Der er stadigvæk usikkert om der er producerbart gas i Alun Skiferen til trods for at Total E&P Danmark og Nordsøfonden påviste gas i Alun Skiferen i forbindelse med efterforskningsboringen Vendsyssel-1 (jf. pressemeddelelse udsendt 17. august 2015 af Energistyrelsen (Energistyrelsen, 2015)) da der ikke blev foretaget en prøve produktion i boringen.

3. Boring og effekter af frakturering

Skifergasproduktion involverer en lang serie af procedurer, som det fremgår af kapitel 1 og tabel 1. Selve skifergasproduktionen foregår typisk fra afgrænsede arealer, som hedder wellpads eller borepladser og som indeholder flere borer. De enkelte procedurer, beskrevet i tabel 1, er de samme som ved udviklingen af en konventionel gasressource på land. Det, der adskiller skifergasreservoirer fra konventionelle gasreservoirer, er nødvendigheden af vandrette borer og/eller af hydraulisk frakturering flere steder langs boringen med stort deraffølgende væskeforbrug samt gentagne stimuleringer i løbet af boringernes levetid. I dette afsnit beskrives de tekniske aspekter af udførelsen af en vandret boring, konstruktionen af en brønd, samt hydraulisk frakturering af skifer. Det tilstræbes at tegne et overordnet billede af de nødvendige tekniske overvejelser i forbindelse med indvindingen af gas fra Alun Skiferen i Danmark.

3.1 Hydraulisk frakturering af skifer

Gastransport igennem dybtliggende skiferformationer uden sprækker er meget langsom, fordi en skifer består af meget små silt- og lerkorn, der giver anledning til stor modstand mod gasstrømning. Skifer indeholder ofte også organisk materiale, der er aflejret sammen med kornene (Heller, 2013). Gastransport igennem en skiferformation skal derfor øges for at tillade rentabel produktion. Dette lader sig gøre ved at anvende horisontale borer og massiv frakturering flere steder langs de vandrette borer.

Siden 2006 er udviklingen af skifergasforekomster i Nordamerika i stigende grad skiftet fra at have en boring per boreplads til at have flere borer per boreplads (Ladlee & Jacquet 2011; Thuot, 2014). Denne udvikling er primært motiveret af en bedre udnyttelse af indvindingsfaciliteter og infrastruktur på jordoverfladen (Pickett, 2015). Det mulige antal borer per boreplads bestemmes af de lokale forhold. Olmstead et al. (2013) anslår at der i staten Pennsylvania er 3,7 borer per boreplads, men udviklingen går mod flere borer per boreplads (Leff, 2011; Pickett, 2015), og der findes allerede borepladser med 20 brønde (Secretary of the Energy Advisory Board, 2011). Operatøren Cuadrilla vurderer, at skifergasressourcen i England kan udvikles med 10 brønde per boreplads (Broomfield, 2012). Udviklingen mod flere brønde per boreplads er et led i operatørernes stræben efter at effektivisere indvindingen af skifergas og forbedre økonomien. Efterhånden som boreteknologien udvikles, kan øget produktion også opnås ved at have flere vandrette borer, der udgår fra den samme lodrette boring (multiple-completions) (Bosworth et al. 1998; Langley, 2011).

Frakturering er betegnelsen for flere teknikker, hvorved et kunstigt netværk af sprækker induceres i en skiferformation. De inducerede sprækker frigiver gas fra skiferformationen og transporterer den til borehullet. Uden frakturering er produktion af gas fra en dybtliggende skiferformationer ikke rentabel.

Frakturering kan udføres på flere måder, men hydraulisk frakturering er så udbredt, at denne metode er blevet synonym med frakturering (Gandossi, 2013). Ved hydraulisk frakturering af et skiferlag skabes sprækker ved hjælp af væske, der injiceres under højt tryk og derved kan bringe nogle retninger i skiferen i træktilstand (figur 1). Borehullet i den gasbærende skiferformation tryksættes med væske indtil trykket er stort nok til, at der dannes sprækker i formationen. Hydraulisk frakturering er ikke en ny teknologi, idet den første anvendelse af hydraulisk frakturering skete allerede i 1947 (Montgomery et al. 2010). Udviklingen af de Nordamerikanske skifergasforekomster har dog betydet en tilpasning af hydraulisk frakturering specifikt til

skiferformationer (King, 2010). Væske, der anvendes til frakturering, er blevet mere specialiserede, og mængden af væske, der bruges, er øget. En anden vigtig faktor for skifergassens udvikling er vandrette borer. Den lave mobilitet af gas i skifer kræver i princippet mange borer for at udvinde gassen, men vandrette borer følger skiferlaget, hvorved en enkelt boring kan opnå et større kontaktareal til skiferformationen. Vandrette borer er derved et ideelt udgangspunkt for frakturering af en skiferformation. Hver vandret boring følger skiferlaget, hvorefter fraktureringen udføres flere steder langs boringen for på den måde at stimulere mest muligt af skiferformationen (Britt & Smith 2009; Mayerhofer et al. 2010).

Vandrette borer er dyrere end lodrette borer, men den ekstra produktion fra vandrette borer vil typisk opveje de ekstra omkostninger ved etablering af boringen. Dette gør sig især gældende for dybere liggende skiferformationer, som den danske Alun Skifer. Det er dyrt at bore ned til formationen, så hver enkelt boring skal producere mest muligt for at opnå en rentabel produktion. Margenen for, om produktion er rentabel er mindre for skifergas end for konventionelle gasforekomster, fordi skifergas er sværere at udvinde. Produktion af gas fra Alun Skiferen indebærer derfor vandrette borer og flere omgange af hydraulisk frakturering og dermed med et stort væskeforbrug. En brønds produktivitet afhænger af, hvor lang den vandrette del af boringen er, eftersom det er denne del, der ligger i skiferen. En vandret boring er så lang, som det er teknisk muligt og rentabelt i forhold til den øgede produktion, der opnås ved at forlænge boringen (Britt & Smith, 2009). Hvor langt dette vil være for Alun Skiferen må bero på nærmere undersøgelse af de lokale geologiske strukturer og stress-forhold. I den Nordamerikanske Marcellus skifer, der er sammenlignelig med Alunskiferen (kapitel 2), er længden af den vandrette del af borerne mellem 300 m og 3000 m med et gennemsnit på omkring 1200 m (4000 fod). Længden af den vandrette del af borerne er øget efterhånden som boringsteknologierne blevet forbedret (Horvat, 2013).

Orienteringen af de sprækker, der er induceret ved hydraulisk frakturering, bestemmes af stressfordelingen i undergrunden (Hubbert & Willis, 1972). En dybt liggende skiferformation vil være under et højt stress på grund af vægten af de overliggende lag. Stresset i en skiferformation er ikke ens i alle retninger, og formationen sprækker nemmest vinkelret på det laveste stress (Hossain et al. 2000; Hubbert & Willis, 1972). I områder, der ikke er tektonisk aktive, er det laveste stress i vandret retning. Sprækkerne dannet ved hydraulisk frakturering er altså lodrette i områder med normale stressforhold. Horisontale borer lægges ofte langs med det laveste stress, så sprækkerne udvikles vinkelret på hver boring (figur 7).



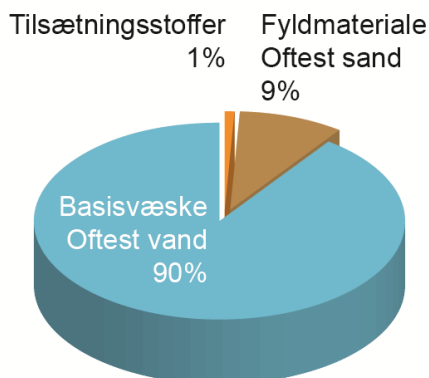
Figur 7. Principskitse, hvor størrelsesforholdene ikke passer med de faktiske afstande. Den blå streg illustrerer den øverste del af grundvandet. Ved hydraulisk frakturering tryksættes væsken i en horisontal boring til formationen omkring brønden sprækker.

Hydraulisk frakturering udføres ved først at øge trykket, til sprækkedannelsen begynder. Dernæst pumpes mere væske ind i formationen, og sprækkerne udvides udefter fra borehullet (American Petroleum Institute, 2009). Sprækkerne udvides til de dækker mest muligt af skiferformationen. For at opnå en effektiv stimulering, skal de inducerede sprækker holdes inde i skiferformationen. Sprækker, der strækker sig ud af skiferformationen, forbedrer ikke gasproduktion og kan have en negativ effekt på gasproduktionen i form af vandproduktion og tab af gas til andre formationer. Det er altså i operatørens interesse ikke at frakturere ud af formationen. At sprækkerne holdes inde i formationen hjælper også til at undgå udslip af fraktureringsvæsker eller gas. Udvidelsen af sprækkerne kan overvåges ved at registrere elastiske bølger, der dannes når skiferen sprækker (mikroseismik) (Albright & Pearson, 1982; Calvez et al. 2007).

Hydraulisk frakturering tilpasses specifikt hver skiferformation. Succeskriteriet er at øge dræningsfladen af og produktionen fra formationen på den mest økonomiske måde. Frakturering danner sprækker i skiferen. Sprækkerne frigiver gassen og leder den til borehullet, hvorfra gassen produceres til overfladen. Des flere sprækker, der kan induceres, des mere af formationen kan drænes for gas. Netværket af sprækker skal dog også kunne lede gassen effektivt, så sprækkerne skal have en åbning stor nok til at lede gassen. Sprækkerne holdes åbne ved at tilsætte et fast

fyldmateriale til fraktureringsvæsken. Fyldmaterialet afsættes i sprækkerne, hvorved disse ikke kan lukkes igen, når trykket i brønden efterfølgende sænkes. En veludført frakturering danner et sprækkenetværk der berører mest muligt af formationen og placerer nok fyldmateriale i sprækkerne til at holde dem åbne.

Fraktureringsvæsken



Figur 8 viser komponenterne, der udgør en fraktureringsvæske: En basisvæske, et fast granulært fyldstof, og en lang række tilsætningsstoffer med specifikke formål som korrosionsbeskyttelse, bakteriebekæmpelse med videre.

Tilpasningen af fraktureringsvæsken til en skiferformation ligger i valget af komponenter (figur 8). Basisvæsken er langt oftest vand, da dette er billigst og mest skånsomt mod miljøet (US EPA, 2015a). Enkelte skiferformationer er følsomme overfor vand på grund af reaktioner mellem lermineraller i skiferen og vandet (Hower, 1974). I sådanne vandfølsomme skiferformationer kan andre basisvæsker anvendes i stedet for vand, såsom oliebaseerede væsker, skum, eller CO₂. Vandfølsomme skifre er ofte karakteriseret ved et højt indhold af lermineraller fra smektit gruppen. Den danske Alun Skifer har været så dybt begravet at eventuelle smektitiske lermineraller er omdannet til illit, hvorfor Alun Skiferen må forventes ikke at være specielt vandfølsom.

Frakturering med vand kan opdeles i to overordnede typer: konventionel frakturering og "slickwater" frakturering (Al-Muntasheri, 2014; Patel et al. 2014). Ved konventionel frakturering tilsættes vandet polymerer, så at der dannes en gel med høj viskositet (Barati & Liang, 2014). Viskositeten af gelen kan justeres gennem valget af polymerer og tilsætningsstoffer (Harris, 1993), og mængden af fyldmateriale, der kan transporteres af væsken, øges med viskositeten. Frakturering med gelerede væsker skaber et sprækkenetværk domineret af få store sprækker (Aud & Wright, 1994).

Slickwater fraktureringsvæske er næsten kun vand, for eksempel vand tilsat friktionsreducerende stoffer, der gør det nemmere at pumpe væsken ned i borehullet (Palisch et al. 2010). Viskositeten af slickwater er meget lav, hvorfor slickwater ikke kan bære meget fyldmateriale. Slickwater frakturering indebærer derfor en højere pumperate end konventionel frakturering sådan at der kompenseres for den ringe evne til transport af fyldmateriale. Den højere pumperate betyder, at væsken strømmer hurtigere og trækker fyldmaterialet med sig (Palisch et al. 2010).

Sprækkenetværket, der dannes ved slickwater frakturering, er komplekst og består af tyndere sprækker end sprækkenetværket opnået ved konventionel frakturering (Palisch et al. 2010). På grund af den høje pumpehastighed, bruges der mere vand ved en slickwater frakturering end ved en konventionel frakturering (Barati & Liang, 2014; Palisch et al. 2010). Hvilken type fraktureringsvæske, der anvendes, har indflydelse på hvilke kemikalier, der skal anvendes. Konventionel frakturering betyder, at flere geleringsmidler er tilsat og væsken indeholder generelt flere tilsætningsstoffer. Slickwater fraktureringsvæsker indeholder på sin side færre kemikalier.

Valg af fraktureringsvæske

Valget af fraktureringstype dikteres af skiferformationens geomekaniske egenskaber og mængden af tilgængelige vandressourcer ved overfladen. En skiferformation kan enten være sprød og stiv, eller plastisk og blød. Hvor en given skiferformation er placeret mellem disse to yderpunkter er afhængig af skiferens begravelseshistorie og mineralogiske sammensætning (Britt & Schoeffler, 2009). En sprød og stiv skiferformation er nem at frakturere. Sprækker dannes let og der behøves kun lidt fyldmateriale for at holde sprækkerne åbne (King, 2010). En blød og plastisk skiferformation er derimod svær at frakturere. Sprækkerne udbredes kun langsomt, og de behøver mere fyldmateriale, fordi sprækkesiderne deformeres (Sone & Zoback, 2013b, 2013a; Wang & Gale, 2009).

Skiferformationer, der nemt fraktureres, stiller ikke så høje krav til fraktureringsvæsken, hvorfor disse ofte fraktureres med slickwater. Skiferformationer, der er svære at frakturere, sætter større krav til placering af fyldmateriale i sprækkerne, hvorfor geleret fraktureringsvæske oftest er nødvendig i disse formationer. Hvor nemt en skiferformation fraktureres bestemmes af formationens geomekaniske egenskaber. En eksplicit bestemmelse af en skiferformations "fraktureringsevne" (fracability på engelsk) kræver dedikerede laboratorieforsøg eller en fraktureringstest. Fraktureringsevnen kan dog anslås ud fra den mineralogiske sammensætning og lyd hastigheden i formationen. Helt grundlæggende findes det ofte at fraktureringsevnen hænger sammen med skiferens indhold af organisk materiale og ler. Et højt indhold af organisk materiale og ler findes ofte i en plastisk og blød formation, der er svær at frakturere. Et højt indhold af karbonater og kvarts findes ofte i en sprød og stiv formation, der er nem at frakturere.

For den danske Alun Skifer er der ikke publiceret geomekanisk data, der kan bruges til en eksplicit evaluering af denne skifers fraktureringsevne. Men Alun Skiferen har et højt lerindhold og et højt indhold af organisk materiale (se kapitel 2). Lerindholdet er op til 50 % af det faste materiale i Alun Skiferen, og sammenholdt med det ligeledes høje indhold af organisk materiale, må Alunskiferen forventes at være plastisk og blød. Derved må det også forventes, at Alun Skiferen vil være relativt svær at frakturere. I tråd hermed finder man at hastigheden af elastiske bølger, målt i borehuller i Alun Skiferen, er lav i forhold til hastigheden i andre skiferformationer (Baumann-Wilke et al. 2012). Lave lyd hastigheder indikerer, at formationen er blød og derved svær at frakturere. Sammenhængen mellem lyd hastigheder og geomekaniske data er dog ikke stringent, når indholdet af ler og organisk materiale er højt (Sone & Zoback, 2013a). Det forventes dog, at Alun Skiferen ikke fraktureres nemt. En endelig vurdering af fraktureringsevnen i Alun Skiferen må dog bero på dedikerede geomekaniske forsøg og testfrakturering in-situ.

I Polen er der allerede udført testfraktureringer, de fleste i silure skifre, der er yngre end Alun Skiferen, men også enkelte i Alun Skiferen selv. I boringen Strzeszewo LE-1 blev Alun Skiferen forsøgt fraktureret i Maj 2013. Baseret på erfaringer fra tidligere fraktureringer i de andre skifere i området anvendtes en geleret konventionel fraktureringsvæske, hvorved der opnåedes nogen succes

i Alun skiferen (Conoco-Phillips & Lane-Energy, 2013). Disse erfaringer understøtter forventningen om, at Alun Skiferen har en relativ lav fraktureringsevne.

Kilder til vand i fraktureringsvæsker

Som basis for fraktureringsvæske anvendes helst ferskvand, når det er tilgængeligt, fordi ferskvand udgør et simpelt kemisk udgangspunkt. Når saltvand anvendes som kilde til en fraktureringsvæske, bliver sammensætningen af de opløste salte mere kompliceret. Det er dog teknisk muligt at frakturere med både brakvand (Kurz et al. 2011), havvand (Harris et al. 1998; Langford et al. 2013; Terracina et al. 2001), og produceret vand fra skiferformationen (Fontenelle et al. 2013; Kakadjian et al. 2015; Lebas et al. 2013; Rassenfoss, 2011). Frakturering med havvand anvendes allerede offshore, hvor ferskvand ikke er let tilgængeligt (Harris et al. 1998; Langford et al. 2013).

Et højt saltindhold kan reducere effektiviteten af tilsætningsstofferne i fraktureringsvæsken, men dette kan dog oftest kompenseres ved anvendelsen af alternativer eller optimering af blandingerne til det specifikke saltindhold (Harris et al. 1998; Paktinat et al. 2011). Konventionelle geleerede fraktureringsvæsker er mere komplekse end slickwater fraktureringsvæsker, hvorfor slickwater fraktureringsvæsker er mindre følsomme over saltindholdet. Både slickwater og konventionelle fraktureringer kan dog principielt set udføres med saltvand som basisvæske.

Anvendelse af saltvand som basisvæske kræver en vurdering af, hvor meget vand der er til rådighed, og hvor konsistent sammensætningen er. Saltvand fra en bestemt kilde har et specifikt indhold af opløste ioner. På grund af de store mængder af vand, der skal bruges, er det ikke rentabelt at ændre på vandets naturlige sammensætning. For at anvende saltvand som basisvæske skal kilden til saltvandet altså være af tilstrækkelig størrelse og have homogen sammensætning (King, 2014).

Visse ioner, der blandt andet findes i havvand, kan danne tungtopløselige salte med kationer udvasket fra skiferformationen. Blandt sådanne ioner er især sulfat. Tungtopløselige salte kan afsættes i rør og i formationen og med tiden udgøre et problem. Dette er et velkendt problem i Nordsøen, hvor havvand ofte injiceres i reservoirer for at øge produktionen (Sorbie & Mackay, 2000; Yuan & Todd, 1991). Alun Skiferen har et højt indhold af barium (se kapitel 2) hvorfor udfældning af bariumsulfat potentielt kan være et problem ved anvendelsen af havvand. Dette problem er velkendt i industrien og kan imødegås med tilsætningen af særlige stoffer (Mackay & Collins, 2003).

3.2 Naturlige sprækker og udbredelse af sprækker i Danmark

3.2.1 Naturlige sprækker

Over geologisk tids kan sprækker opstå naturligt som følge af undergrundens udvikling. Sprækkerne opstår som et resultat af stresspåvirkning af det faste materiale i undergrunden. Principielt kan stresspåvirkningen enten være en kompression eller en ekstension. Ved en kompression er to stresspåvirkninger rettet mod hinanden, hvorimod de ved ekstension er rettet bort fra hinanden. Når en sprække dannes, bliver det faste materiale opdelt i to blokke, en på hver side af sprækken. Er sprækken dannet ved kompression vil man sige, at det er en lukket sprække, da de to blokke bliver presset mod hinanden, mens en sprække, der er dannet ved ekstension, er en åben sprække, da blokkene blive trukket fra hinanden.



Figur 9. Kort over de tektoniske hovedstrukturer i det Danske Basin.
Kilde: Geovidens 2011, 1, GEUS.

Geologisk set opdeles frakturer i et hierarki omfattende joints, sprækker, spalter, tektoniske breccier, forkastninger og overskydninger. En joint er en sprække uden åbning. Sprækker er en mere løs term for en planar åbning i det geologiske materiale, spalter er sprækker med et tydeligt mellemrum, hvori andet materiale er afsat. Fyldmaterialet kan være knuste fragmenter af den bjergart (en breccie), som er opsprækket, eller det kan være materiale afsat fra suspension såsom finkornede partikler af ler og finsand. Det kan også være en kemisk udfældning, hvorved der kan afsættes f.eks. finkrystallinske jernhydroxider – ”rust” eller mere grovkrystallinsk materiale (f.eks. krystaller af kvarts eller kalkspat). En skelnen mellem sprækker og forkastninger betinges af den relative bevægelse af blokkene langs sprækken (forsætningen). Hvis den ene blok er flyttet en målbar afstand i forhold til den anden blok defineres sprækken som en forkastning.

3.2.2 Naturlige sprækker og forkastninger i Danmarks underground

Danmarks underground domineres af to store sprækkesystemer. Det største af disse er sprækker og forkastninger relateret til Sorgenfrei-Tornquist Zonen (figur 9). Denne tektoniske zone strækker sig fra Bornholm via Skåne ud i Kattegat, hvorfra den fortsætter mod NV ind under det østlige Himmerland og videre under det nordlige Thy og Vendsyssel ud i Nordsøen (Petersen & Nielsen 2008; Ziegler, 1990). Det andet sprækkesystem udgøres af lidt mere diffust spredte forkastninger, som fordeler sig omkring flankerne af Ringkøbing-Fyn Højderyggen (figur 9). Her ligger grundfjeldet kun en kilometer under overfladen, og ryggen strækker sig fra Ringkøbing mod ØSØ under Fyn, hvor den ved Glamsbjerg findes i kun 835 m's dybde (Nielsen & Japsen, 1991). Østover klinger den ud under Møn og Østersøen. Områder beliggende inden for forkastningszonerne er kraftigt opsprækket, mens områderne mellem forkastningszonerne må betragtes som nogenlunde usprækkede.

Da eksisterende undergrundssprækker har betydning for gastransport, er det nødvendigt at definere to simple typer arealdomæner: sprækkede domæner og intakte domæner. Den første type domæner er områder, som ligger langs med de store forkastningszoner som f.eks. Grenå-Helsingborg

Forkastningen inklusive flere satellit-forkastninger. Disse forkastninger følger kendte topografiske elementer, såsom Storebælts kystlinjer, Roskilde Fjord og Esrum Sø-Carlsberg Forkastningen ned mod Køge Bugt. Forsætningen er i den øverste del af lagpakken relativt beskeden, men tiltager med dybden. Imellem forkastningszonerne må blokkene forventes at være ret stabile, og disse områder kan betragtes som intakte domæner. Men detaljerede undersøgelser af sprækkemønsteret må under alle omstændigheder iværksættes for at vurdere graden af opsprækning i et givent skifergasområde. På nær området i Vestsjællandsblokken omkring Stenlille, der kan anses for et intakt domæne, må en tæt kortlægning af de potentielle skifergasområder anbefales. Sprækkeintensiteten er ikke undersøgt og der foreligger ingen dokumentation om sprækkemønstre og deres udbredelse.

3.2.3 Udbredelse af sprækker mod overfladen og grundvandet

I forbindelse med hydraulisk frakturering er der i samfundet bekymring for at sprækkerne vil kunne nå overfladen eller grundvandsmagasiner, hvorved kemikalier og gas så kan forurene disse. Det er her relevant at stimulering ved frakturering sigter efter at opsprække netop skiferen og ikke resten af undergrunden. Her kan mikroseismisk overvågning hjælpe ved at kortlægge udbredelsen af sprækkerne, hvorved pumpeprogrammet kan tilpasses til at holde sprækkerne inden i formationen. Det må også nævnes at det er svært at danne lange sprækker, fordi jo større sprækken bliver jo mere væske tabes. Amerikanske undersøgelser af sprækker dannet ved hydraulisk frakturering viser, at inducerede sprækker typisk har en længde under 200 m, at 99 % af sprækkerne er under 350 meter og at ingen sprækker overstiger 588 meter (Davies et al. 2012). Det er således usandsynligt, at sprækker induceret ved frakturering i halvanden til syv km's dybde i sig selv når grundvandsmagasiner. Derimod kan det ikke udelukkes, at sprækker dannet ved hydraulisk frakturering i opsprækkede domæner kan få kontakt med lange naturlige sprækker. Ved frakturering i opsprækkede domæner må der derfor stilles særlige krav til kortlægningen af naturlige sprækker. En detaljeret analyse af forurenede grundvand fra den amerikanske Marcellus skiferformation (Drollette et al. 2015) konkluderede, at forureninger stammede fra overfladespild, og at der ikke kunne påvises migration af væske fra formationen til overfladen.

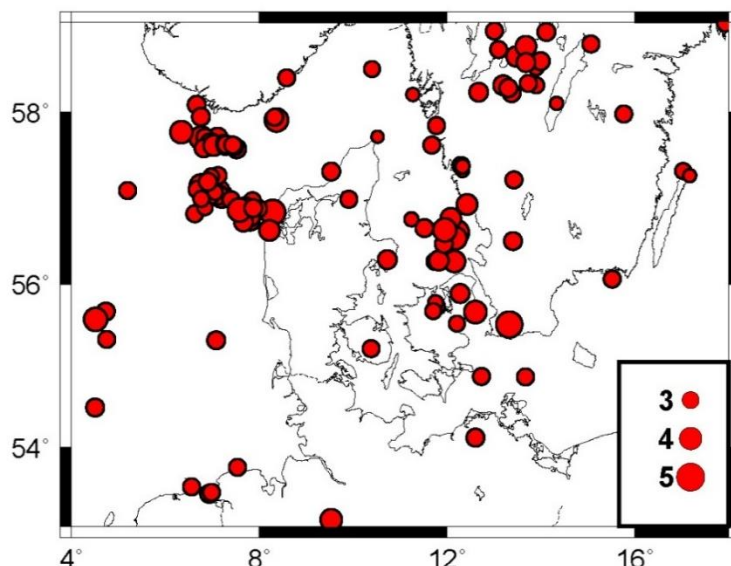
3.3 Seismisk aktivitet

3.3.1 Beskrivelse af seismologisk aktivitet i DK

Der registreres hvert år mange meget små jordskælv i Danmark, og med nogle års mellemrum et jordskælv, som er stort nok til at blive mærket af befolkningen (se bilag 1). Alle lokaliserede jordskælv (og sprængninger der endnu ikke er sorteret fra) offentliggøres på en dagligt opdateret liste på GEUS' hjemmeside (www.geus.dk 2015). De fleste jordskælv sker i Kattegat, Skagerrak og den nordlige del af Nordsøen (figur 10). På land er der meget få jordskælv. GEUS vurderer, at siden 1930, hvor den første målestation i landet blev etableret, er alle jordskælv i Danmark større end $M 4^2$ registreret på seismografer. GEUS vurderer, at i de seneste 10 år er alle jordskælv over $M 2.5$ registreret. Mange mindre jordskælv er registreret, men GEUS kan ikke garantere, at GEUS' database er komplet for jordskælv mindre end $M 2.5$. Usikkerheden på positionen af jordskælvenes epicenter kan konservativt vurderes til ca. 50 km, dog mindre for større jordskælvskælv (Voss et al. 2015).

² Størrelsen på jordskælv beregnes på flere forskellige måder, og betegnes med f.eks M , M_L , M_w , der alle er sammenlignelige med den oprindelige Richterskala.

Danmark ligger langt fra seismologisk aktive områder, men rammes dog med lange mellemrum af lidt større jordskælv. De to største jordskælv beskrevet i Danmark fandt sted i 1759 (ud for Göteborg) og i 1841 (nordlig del af Nordsøen). Begge jordskælv blev følt og rapporteret af mange. Wood (1988) citerer lokale aviser fra 1759.



Figur 10. Jordskælv i kortområdet over ML 3, renset for sprængninger, fra Voss et al. (2015).

“...To the west of the Kattegat in Aalborg an upper storey of St. Bochs or Budolphi church fell down. This caused great damage to an extension of the building and the collapse of the two ends of the church which were only restored in 1764. Elsewhere in the town arches were cracked and several buildings moved on their "ground wall" foundations...”

Det må forventes, at Danmark igen kan blive ramt af jordskælv af tilsvarende intensitet. Seismicitet og jordskælvsrisiko er mere uddybende beskrevet af Voss et al. (2015).

3.3.2 Induceret seismologisk aktivitet i forbindelse med frakturering og mulig injektion af spildevand til undergrunden

Afklaring af eksisterende viden

Menneskeskabt aktivitet i undergrunden kan forårsage jordskælv af forskellige typer. Her er det relevant at skelne mellem *inducerede* jordskælv og *triggede* jordskælv (f.eks. Bommer et al. 2015), selvom litteraturen ikke altid skelner klart mellem de to typer. I forbindelse med højtryksinjektion af væsker i undergrunden, f.eks. ved hydraulisk frakturering, forstås inducerede jordskælv som små jordskælv, der direkte er forårsaget af pumpningen. De inducerede jordskælv er hovedsagelig mikrojordskælv ($M < 2$), som ikke kan mærkes af mennesker (f.eks. Bommer et al. 2015; McGarr et al. 2015), og de opstår meget nær injektionen, både med hensyn til tid og sted. Der er dog eksempler på at væskeinjektion kan forårsage større inducerede jordskælv, såfremt væsken pumpes ned i krystallinske bjergarter. De mest kendte eksempler er Deep Heat Mining Project i Basel, Schweiz (Deichmann & Giardini 2009), og spildevandsnedpumpning i Rocky Mountains Arsenal i Denver-området i USA i 1960'erne (Healy et al. 1968). Det største jordskælv i Basel-sequensen målte M_L 3.4 og ramte samme dag, som pumpningen var bragt til ophør pga. forøget

mikroseismicitet. Yderligere tre jordskælv over $M_L 3.0$ ramte Basel én til to måneder efter projektet var standset og vandtrykket igen var faldet til hydrostatisk tryk. Der blev registreret episoder med mikroseismicitet i borehullet to år efter projektet stoppede (Deichmann & Giardini 2009). De største kendte inducerede jordskælv, som kan korreleres direkte med frakturering fandt sted i januar 2011 i Oklahoma og varierede i størrelse fra $M_L 0.6$ til $M_L 2.9$ (Holland, 2013). I tilfældet Oklahoma var 16 ud af 116 jordskælv $M_L 2.0$ eller større.

Triggede jordskælv kan være mere alvorlige end de direkte inducerede. Triggede jordskælv opstår, når den injicerede væske siver ud i undergrunden og reaktiverer en eksisterende forkastning, som er under kritisk stress (f.eks. Bommer et al. 2015). Denne type jordskælv er vanskeligere at vurdere, fordi de ikke nødvendigvis opstår i umiddelbart nærhed af pumpelokaliteten, og jordskælvene kan udløses flere år efter injektionen er afsluttet. Da triggede jordskælv kan forekomme mange kilometer fra pumpelokaliteten, kan det være svært at skelne, om et givet jordskælv er forårsaget af menneskeskabte aktiviteter eller af naturlige årsager. Muligheden for at skelne kræver tilstedeværelsen af et fintmasket netværk af seismografer i området kombineret med numerisk modellering. F.eks. påviser Keranen et al. (2013) at triggede jordskælv forekommer op til 35 km fra et injektionssted i Jones, Oklahoma, USA. Dertil kommer at triggede jordskælv kan være større, og dermed mere problematiske end de inducerede jordskælv i forhold til at forårsage skader.

Det største sandsynligvis triggede jordskælv fandt sted nær Prague, Oklahoma, USA i 2011 og målte $M_w 5.7$. Dette jordskælv forårsagede omfattende materielle ødelæggelser og to tilskadekomne. I Arkansas, USA startede nedpumpning af spildevand fra frakturering en jordskælvssværm i august 2010, og en måned senere begyndte mikrojordskælv at tegne et billede af en hidtil ukendt forkastning (Horton, 2012). I de følgende få måneder kom der tre $M 3.8-4.0$ jordskælv på denne nye forkastning, og i februar 2011 blev yderligere et stykke af forkastningen aktiv med de største jordskælv på hhv. $M 4.1$ og $M 4.7$ til følge, hvilket bragte den samlede forkastningslængde op på 13 km. Dette førte til nedlukning af fraktureringen og pumpningen pga. faren for et større jordskælv langs den reaktiverede forkastning (Horton, 2012). I de følgende måneder aftog seismiciteten i området. I Blackpool, England, forårsagede frakturering en jordskælvsserie i 2011, hvor det største jordskælv blev målt til $M_L 2.3$. Jordskælvsserien afslørede en hidtil ukendt forkastning nogle hundrede meter fra nedpumpningsstedet. En del af denne forkastning menes at være blevet reaktiveret som følge af udsivning af væske fra den inducerede fraktur til den nærliggende forkastning (Clarke et al. 2014a). Det skal bemærkes, at det kun er i forbindelse med et fåtal af aktive frakturerings- og injektionssites, at der opstår andet end mikrojordskælv. Større jordskælv kendes kun fra et lille mindretal af fraktureringslokaliteter f.eks. Ellsworth (2013).

Off-shore produktion af olie og gas kan også forårsage jordskælv. Det bedst dokumenterede eksempel i nærheden af Danmark er Ekofisk-jordskælvet i 2001 (Ottemöller et al. 2005). Her var nedpumpning af vand i dæklaget årsag til et $M_w 4.1-4.4$ jordskælv. Generelt er off-shore jordskælv sværere at dokumentere på grund af dårligere seismografdækning. Det er GEUS' vurdering, at alle jordskælv i den danske del af Nordsøen siden 1980, som er mindst $M 3.5$, er registreret og i nogle tilfælde også mindre jordskælv (Larsen, 2014). Instrumentdækningen er dog ikke tilstrækkelig til at kunne skelne mellem naturlige og inducerede/triggede jordskælv.

Afklaring af muligheder for overførsel til danske forhold

Den lokale geologi synes at være afgørende for, i hvor høj grad nedpumpning af væske og frakturering påvirker risikoen for jordskælv. I eksemplet fra Blackpool var det afgørende for

udløsningen af de triggende jordskælv, at nedpumpningen fandt sted i nærheden af en forkastning, som var uheldigt orienteret i forhold til det generelle stressfelt i området (Clarke et al. 2014a). Ved overførsel til danske forhold vil det derfor være relevant at kortlægge eventuelle forkastninger i en zone omkring borehullet, der i udstrækning svarer til det område, som forventes at blive stress-påvirket af fraktureringen/pumpningen.

Afklaring af manglende viden

Kendskabet til forkastninger i den danske undergrund er ikke tilstrækkeligt detaljeret til at man vil kunne undgå problemer, svarende til de triggende jordskælv i Blackpool. Det vil være ønskværdigt med en detaljeret 3D kortlægning af forkastninger i den danske undergrund i og omkring områder, hvor frakturering og evt. anden injektion af væske tænkes at foregå. En gennemgang af litteraturen på området viser, at de største, og dermed mest problematiske jordskælv, opstår, når injicerede væsker – uanset type – migrerer fra injektionsområdet til nærliggende forkastninger, som derved kan reaktiveres.

Endvidere er baseline seismiciteten i Danmark kun komplet for M_L 2.5 og større on-shore (Voss et al. 2015) og M_L 3.5 og større off-shore (Larsen, 2014). Desuden er dybden meget dårligt bestemt. Såfremt der opstilles et tæt netværk af seismografer i forbindelse med et projekt med frakturering og/eller nedpumpning af væske, kan det være vanskeligt at afgøre, om den registrerede seismicitet er forårsaget af aktiviteterne i undergrunden, eller om den forøgede mængde data blot tegner et tydeligere billede af den naturlige seismicitet.

3.3.3 Beskrivelse af mulige afværgeforanstaltninger, herunder monitorering

Monitering

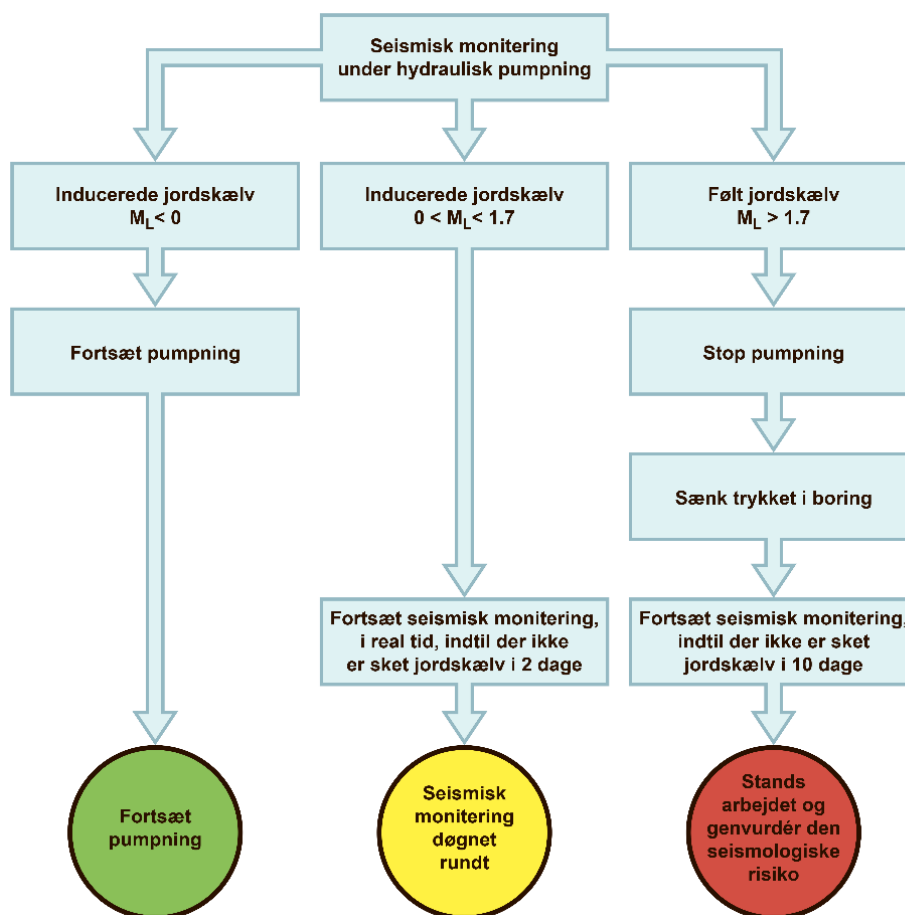
Forudsætningen for at kunne reagere på eventuelle inducerede eller triggende jordskælv er at have tilstrækkelig information om den seismiske aktivitet i området omkring en boring. I forbindelse med de triggende jordskælv ved Blackpool (Horton, 2012) var der ikke installeret et lokalt monitoringsnetværk, og de første triggende jordskælv på M_L 2.3 blev kun observeret på det regionale netværk. Efterfølgende blev et lokalt netværk opsat, og registreringen af efterfølgende mikrojordskælv bidrog til forklaringen af hændelsesforløbet – triggende jordskælv på en hidtil ukendt forkastning (Clarke et al. 2014b). Registrering af mikrojordskælv bidrager desuden til at følge selve fraktureringen forløb, idet mikrojordskælvene primært sker på de frakturerede planer (se f.eks. (Maxwell et al. 2010)). Det er derfor vigtig at monitere lokalt for at kende seismiciteten inden boring og nedpumpning af væske (til frakturering eller bortskaffelse), for at følge den seismiske aktivitet under nedpumpning og frakturering, samt monitere efterfølgende (Koppelman et al. 2012). Især under selve fraktureringsprocessen bør data være tilgængelig i realtid (indenfor nogle minutter) og overvåges så jordskælvsaktivitet opdages hurtigt. Der Bundesverband Geothermie anbefaler en ”best practice” for monitering af mikroseismicitet. Denne indebærer minimum fem 3-komponent målestationer inden for 10 km af borepladsen, der opfylder specifikationer om frekvensområde, følsomhed, data latency mm. (GTV, 2011). For at få præcis størrelse på jordskælvene bør en eller flere af de seismiske sensorer være bredbånds instrumenter (Baig & Urbancic, 2014).

Viden inden der bores. Inden boring bør man kende den lokale seismicitet, så eventuelle inducerede eller triggende jordskælv kan ses i forhold til den naturlige seismicitet. Det vil kræve et monitorings netværk i drift i helst to år (minimum ét år) inden boringen påbegyndes. Ud fra dette kan antallet af forventede naturlige jordskælv estimeres ud fra en lokal Gutenberg-Richter kurve (Gutenberg & Richter, 1956). I lyset af de triggende jordskælv i Blackpool (Clarke et al. 2014b) bør

der gennemføres lokale reflektionsseismiske undersøgelser for at kortlægge forkastninger inden den endelige boreposition fastlægges for at mindske risikoen for at en frakturering kan genaktivere forkastninger og udløse triggede jordskælv. Store forkastninger kan udløse store jordskælv, og små forkastninger mindre jordskælv (Zoback & Gorelick, 2012).

Mitigering. Håndtering af seismisk aktivitet og efterfølgende beslutningsprocesser hvis der sker jordskælv under en fraktureringsproces bør være klargjort inden boring påbegyndes.

Et ”trafiklys” system anbefales af f.eks. Cherry et al. (2014); de Pater & Baisch (2011) (se figur 11); Koppelman et al. (2012) og Zoback & Gorelick (2012). Et ”trafiklys”system kræver at et seismisk monitoringsnetværk er i funktion; at jordskælv løbende detekteres og lokaliseres i real tid, i første omgang manuelt eller med en automatisk event detektor, men alle detektioner skal kvalitetssikres af en kvalificeret seismolog; og at trykket i boringen monitoreres. For at en seismisk event detektor kan fungere optimalt og lokalisere korrekt skal en 1D jordmodel tilpasses området, og kalibreres i forbindelse med boring med minimum check-shot og VSP (Vertical Seismic Profiling) hvis muligt.



Figur 11. Det foreslåede ”trafiklys” system for fremtidige borer i Bowland shale. Gentaget fra de Pater and Baisch (de Pater & Baisch, 2011).

Bommer et al. (2015) argumenter for en alternativ tilgang til at afværge seismicitet ved en boring. De foreslår at man fokuserer på at etablere et acceptabelt niveau for rystelser, defineret ved acceptable hastigheder af jordbevægelser. Dette er samme indgang til håndtering af rystelser som bruges ved seismiske hasard undersøgelser (Cornell, 1968; Ordaz et al. 2007), som bruges til at definere byggekoder så forventede rystelser ikke skader eller ødelægger bygninger. Ved denne

metode kan acceptable rystelser defineres på forhånd, og eventuelt kan stukturer som f.eks. bygninger sikres, så de acceptable rystelser ikke forvolder skade. Der er etableret en tysk standard for acceptable rystelser DIN 4150/3 som også bruges i Danmark i forbindelse med sprængninger (DSF, 2013).

Tabel 6. Uddrag af DIN 4150-3, vejledende vibrationsniveau (DSF, 2013).

Kategori	Bebyggelses art	Grænseværdier for svingningshastighed v_i i mm/s			
		Fundament			Øverste etagedæk
		Frekvens < 10 Hz	Frekvens 10 til 50 Hz	Frekvens 50 til 100 Hz*	Alle frekvenser
(1)	Bygninger anvendt til erhverv og industri samt bygninger konstrueret tilsvarende	20	20 til 40	40 til 50	40
(2)	Boliger samt bygninger benyttet eller/og konstrueret tilsvarende	5	5 til 15	15 til 20	15
(3)	Bygninger, der er bevaringsværdige (eksempelvis fredede bygninger), som pga. særlig vibrationsfølsomhed ikke hører under bygningskategori (1) og (2).	3	3 til 8	8 til 10	8

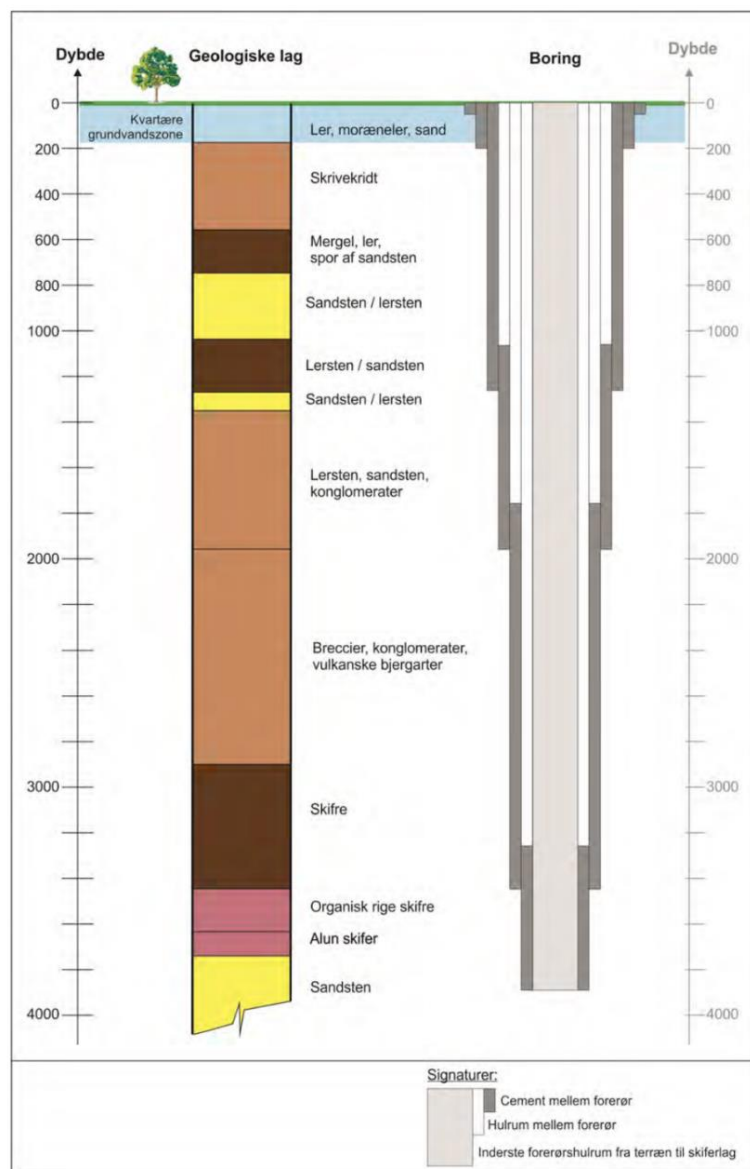
*Bygninger, der er bevaringsværdige (eksempelvis fredede bygninger), som pga. særlig vibrationsfølsomhed ikke hører under bygningskategori (1) og (2).

Jordhastigheden kan kobles til menneskers opfattelse af intensiteten af rystelserne (Wald et al. 1999), og skal rystelserne fra et inducerede eller triggende jordskælv ikke kunne mærkes af mennesker må jordhastigheden være under 1 mm/s (USGS, 2015).

For at bevare åbenhed over for borgerne bør ikke kun operatøren men også en uafhængig aktør – og gerne med offentlige data - have adgang til monitoringsdata, både jordskælv, manuelle og automatiske detektioner samt bore/pumpetryk i realtid.

3.4 Brøndintegritet

En brønd udgøres af en stål- og cementkonstruktion, der placeres i et borehul for at stabilisere borehullet og for at sikre, at produktion af formationsvæsker kan kontrolleres. En brønds evne til at kontrollere produktionen af formationsvæskerne betegnes som brøndens integritet (American Petroleum Institute 2009; Norsok, 2004). Kontrol med formationsvæskerne i både målformationen og lagene over målformationen er vigtigt for at bevare kontrol med trykket i brønden, samt for at undgå udslip af gas eller saltvand til overfladen eller grundvandet. Det er ikke trivielt at konstruere en brønd, der sikrer god isolation af væskerne i de lag, der gennembøres (Watson & Bachu, 2009; Brufato et al. 2003; Vignes, 2011). En brønd er sammensat af mange delkomponenter og en brønd skal udfylde sin rolle i lang tid i et miljø, der kan være udfordrende for de anvendte materialer. Integriteten af en brønd over tid bestemmes derfor af mange aspekter.



Figur 12. Opbygning af en brønd. Det viste eksempel er den foreslåede konstruktion af prøveboringen Vendsyssel-1 (Rambøll, 2014). Diameteren af borehullet mindses for hvert stadie af boringen.

Konstruktionen af en brønd

En skifergasboring udføres i stadier ud fra en boreplan, der formuleres, før boringen begyndes, på baggrund af den lokale geologi og brøndens planlagte forløb i målformationen. Hvert stadie af brønden har en mindre diameter end det foregående, som illustreret på figur 12. Efter hvert stadie er boret, sættes et forerør af stål i hullet. Det forerør består af 12 m lange enkeltrør, der skrues sammen til at dække det borede huls længde. Forerøret centrerer i hullet hvorefter forerøret cementeres til borehullet. Cementeringen sker ved at pumpe cement ned igennem forerøret og op langs ydersiden af forerøret. Tilsammen udgør forerør og cementeringen den ydre del af en brønd. Forerøret og cementeringen har til formål at sikre stabiliteten af brønden, samt sikre at formationsvæsker kun kan strømme inden i brønden. Cementen mellem forerøret og borehullet skal slutte tæt for at forhindre, at gas eller væske kan strømme på ydersiden af brønden.

Figur 12 viser planen for brønden, der er konstrueret i Vendsyssel-1 prøveboringen (Rambøll, 2014). Hvor mange stadier en brønd konstrueres i, dikteres af dybden til mål formationen, de lokale geologiske forhold, samt hvordan det påregnes at udstyre brønden i målformationen til produktion. Alle brønde på land starter imidlertid ens. Der bores et kort første stadie (~20 m) med meget stor diameter (~0,9 m). Dette første stadie stabiliserer løse sedimenter tæt på overfladen og danner udgangspunktet for resten af boringen (American Petroleum Institute, 2009). Det andet stadie af boringen fortsætter boringen ned under de grundvandsførende lag og har til formål at beskytte de grundvandsførende lag mod boreprocessen og en eventuel efterfølgende frakturering af og produktion fra brønden (American Petroleum Institute, 2009). De to første stadier af en boring på land, der gennemborer grundvandszonen, udføres gerne ligesom en grundvandsboring med en mindre borerig og en mere restriktiv sammensætning af de anvendte væsker (se afsnit 4.2.1), for at beskytte grundvandet.

Under grundvandszonen dikterer dybden til målformation og den lokale geologi, hvilke og hvor mange stadier, der anvendes. Brønden designs så den stabiliserer svage formationer samt forhindrer strømning af formationsvæsker (American Petroleum Institute, 2010).

Det sidste borestadie er produktionsstadiet, der fører boringen ind i målformation, og hvorigennem produktionen af gas foregår. Produktionsrøret er sat inden i de andre forerør hvorfor produktionsrøret løber i hele brøndens længde som illustreret på figur 12. Hvis alle brøndens komponenter fungerer som forventet, vil produceret gas derfor kun strømme i produktionsrøret.

Skifergasboringer til dybe skiferformationer har gerne afslutningsvis et vandret forløb. Vandrette boringer er det ekstreme tilfælde af en afbøjet boring, hvilket vil sige, at boringen afviger fra lodret³. Boringer starter lodret, men fra en bestemt dybde, som kaldes "kick-off" punktet, øges vinklen med lodret gradvis. Raten, hvormed vinklen øges afhænger af boreteknikken og kan variere fra tre grader per lodret fod til 6 grader per hundrede lodret fod (US Energy Information Administration, 1993). Figur 13 illustrerer en simpel vandret boring, der udføres lodret til "kick-off" punktet, hvorefter boringen drejes til vandret. I dette tilfælde er den lodrette udbredelse af den afbøjede del af boringen mellem 10 m og 1000 m afhængigt af boreteknikken (US Energy Information Administration, 1993). Hvis der bores flere brønde per boreplads, må boringerne føres væk fra hindanden som illustreret på figur 13, hvorfor boringen afbøjes langt tættere på overfladen end ellers. Dybden til denn afbøjede del af boringen har betydning, eftersom afbøjede brønde har vist sig sværere at konstruere og cementere end lodrette brønde (Jakobsen et al. 1991; Sabins, 1998; Watson & Bachu, 2009).

³ Inklinationen udtrykkes ved inklinationsvinklen, der angiver vinklen mellem boringen og lodret. En brønd med en inklinationsvinkel på 90° er vandret.



Figur 13. Figuren skitserer transitionen fra lodret til vandret boring. Ændringen af inklinationen kan ske med forskellige rater, hvorved "kick-off" punktet placeres forskellige højder over skiferformationen.

Pludseligt tab af brøndintegritet og blowouts

Brøndintegriteten kan kompromitteres pludseligt, hvis trykket i en brønd kommer ud af kontrol, hvilket kaldes et blowout. Et blowout skyldes altså i konventionel forstand et uventet højt tryk i brønden, når et lag med højt poretryk gennembøres. Trykket kan føre til, at kontrollen med brønden tabes, hvilket i praksis manifesteres ved, at formationsvæske strømmer ud af brønden. Blowouts under boring er en velkendt risiko. I gennemsnit estimeres det, at der sker et blowout ved 3 ud af 10.000 boringer (International Association of Oil & Gas Producers, 2010). Under boring er der derfor installeret en "blowout preventer" (BOP) i toppen af brønden ved overfladen. En BOP er en samling af ventiler, der kan lukke brønden af i tilfælde af et blowout. Der er ikke nogen kendt grund til at forvente en anomal høj frekvens af blowouts ved udvikling af skifergas fra Alun Skiferen i Danmark.

Udover blowouts i overfladen kan en brønd pludselig lække, hvis trykket i brønden overstiger, hvad brønden kan modstå. En skifergasbrønd skal per design kunne modstå et fraktureringstryk i størrelsesordenen 500 bar. Hvis forerørerne eller rørføringen i overfladen ikke er installeret korrekt eller tærede, kan brønden pludselig lække, når den udsættes for højt tryk. Frekvensen af sådanne hændelser er ikke kortlagt, men er formentlig lav, da kun enkelte tilfælde er rapporteret i forbindelse med de mange hydrauliske fraktureringer, der er udført i USA (Madsen et al. 2011). Tryktest af brønden før frakturering må også forventes at reducere denne risiko betydeligt. Det høje tryk og den store mængde væske gør dog, at et brud i overfladen kan have betydelige konsekvenser.

Brud på brøndintegriteten over tid: cementering og forerør

Bevarelsen af brøndintegriteten er en generel udfordring for olie- og gasindustrien, både i konventionelle brønde og skifergasbrønde (Brufato et al. 2003; Dusseault et al. 2000; Kell, 2011; Vignes, 2011). Kompromittering af brøndintegriteten kan ske både inden i produktionsrøret og

udenfor produktionsrøret. Af disse er det sidste det sværeste at detektere, og det der oftest resulterer i udslip. Det er forerørerne og cementeringen, der til sammen holder gassen i produktionsrøret og sørger for, at ingen formationsvæsker fra nogen af de gennemborede formationer kan strømme fra lag til lag langs ydersiden af brønden. En evaluering af brøndintegriteten er altså primært en evaluering af forerørernes og cementeringens beskaffenhed. Watson & Bachu (2009) har studeret brøndintegriteten af brønde i den canadiske provins Alberta, og de definerer tre forhold, der skal evalueres for at bedømme brøndintegriteten:

1. Kompromitteret cementering
2. Fejl i forerør
3. Utilstrækkelig forsegling ved nedlukning.

Cementeringen og forerørerne skal opretholde brøndintegriteten i hele brøndens levetid, mens forsegling af brønden kun er relevant efter brønden er udtjent og forladt. Forsegling af en brønd er en særskilt problemstilling, der behandles i et senere afsnit. I nærværende afsnit behandles integriteten af forerør og cementering, mens brønden er i drift.

I korrekt konstruerede brønde er cementeringen det største problem for brøndintegriteten, og problemerne opstår ofte på grund af måden cementeringen foregår på. Cementeringen udføres ved at pumpe cement ned igennem forerøret og op mellem forerøret og borehulsvæggen. På vej igennem forerøret skubber cementen boremudderet foran sig op langs med ydersiden af forerøret. Isolerede klatter af boremudder kan blive siddende med en ujævn cementering til følge (Haut & Crook, 1979; Robles et al. 2005). Cementeringen skal støtte forerøret og derved øge tryktolerancen (Fleckenstein et al. 2000), forhindre væsker i at korrodere forerøret, og forhindre lodret migration af væske og gas udenom forerøret. For at udfylde disse roller effektivt, skal cementen fylde hulrummet udenom forerøret jævnt, binde ordentligt til forerøret og borehullets væg, samt være fri for gas (Dusseault et al. 2000). Et ujævnt borehul, efterladt boremudder eller gas kan kompromittere cementeringen. Cementeringen kan ikke direkte inspiceres, men umiddelbart efter cementeringen er gennemført, kan den kontrolleres ved en cement-bond-log (CBL) eller lignende logs. Disse målinger bestemmer fordelingen af cementen bag forerøret ved hjælp af lydbølger. CBL er normalt ikke påkrævet og udføres kun, hvis der opstår problemer under cementeringsprocessen. CBL giver et mål for cementens fordeling og for bindingen mellem forerør og borehulsvæg, ikke om cementen opfylder dens andre formål (Boyd et al. 2006). En CBL log giver dog et indblik i cementeringens kvalitet.

Efter et borestadie er cementseret, genoptages boringen nogle få meter ind til cementen er gennemboret, og der udføres en formations-integritets-test (FIT) for at trykteste formationen, der skal gennembøres i det næste borestadie. Ved denne test tryksættes brønden til et bestemt tryk for at bestemme hvor meget tryk formationen kan modstå. En FIT tester også cementeringen, fordi denne også må modstå trykket, som formationen udsættes for. Hvis cementen lækker under FIT kan den udbedres. Hvis der ikke er nogen indikationer på en mangelfuld cementering, og cementeringen består FIT, forventes det at cementeringen er tilstrækkelig. Det observeres dog ofte, at cementens integritet nedbrydes over tid. Især gas kan have et potentiale for at migrere bag forerøret af veje som er illustreret på figur 14.

Produktionen af skifergas ved hydraulisk frakturering medfører periodisk høje tryk i brønden. Trykket udvider forerøret og komprimerer cementeringen. Gentagende ekspansion og sammentrækning kan føre til, at der dannes et mikrohulrum mellem forerøret og cementen (figur

8a), eller at cementen sprækker (figur 14e) (McDaniel, 2014). Hydraulisk frakturering kan derfor potentielt forværre degraderingen af brøndintegriteten med tiden.



Figur 14. Illustration af de mulige veje gas kan migrere gennem cementeringer i en gasbrønd. Figuren er adapteret fra Celia et al. (2004). Gas kan migrere mellem forerør og cement i et mikro-hulrum (a), mellem forerør og en cement prop sat i forerøret (b), igennem cementmaterialet (c), igennem et kompromitteret forerør (d), gennem revner i cementen (e), eller mellem cementen og borehulsvæggen (f).

Hyppighed af brøndintegritetsproblemer under boring, stimulering og produktion

Mens problemer med brøndintegriteten ikke er et sjældent fænomen, sker tab af brøndintegritet dog relativt sjældent. Forskellen mellem problemer og tab ligger i, hvor mange barrierer der er kompromitteret. En brønd har problemer med integriteten, hvis en enkelt barriere lækker, men taber først brøndintegriteten, når alle barrierer lækker. Et brud på en barriere betyder, at en barriere i brøndkonstruktionen er kompromitteret, men uden udslip fordi en brønd er konstrueret med overlappende barrierer. Et vedvarende tryk i hulrummene mellem de enkelte forerør (sustained-casing-pressure (SCP)), der er åbne til overfladen (se figur 6) kan indikere barrierebrud. Over en 30 års periode blev tryk i hulrum observeret i 60 % af brøndene i den mexicanske golf (Brufato et al. 2003). I den norske del af Nordsøen er barrierebrud registeret i 18 % af en kontrol gruppe af brønde (Vignes, 2011). En brønd kan dog godt fungere med brud på en barriere, og barrieren kan ofte udbedres.

Et udslip kræver brud på alle barrierer og sker langt sjældnere end tab af en enkelt barriere. Hvor ofte en brønd lækker afhænger af mange faktorer, såsom årgang, alder, region og regulering (Davies et al. 2014; Kell, 2011; King & King 2013; Vignes, 2011). Det er vanskeligt at estimere risikoen for

brud på brøndintegriteten i et nyt felt, uden forudgående erfaringer med onshore indvinding på stor skala, som det ville være tilfældet for Danmark.

Tabel 7. Rapporterede rater for udslip på grund af tabt brøndintegritet.

Geografisk region	Periode	Totalt antal brønde	Brønde med udslip	Rate [%]	Kilde
Texas	1993-2008	253.090	66	0.03	Kell, 2011
Ohio	1983-2007	64.830	113	0.17	Kell, 2011
Onshore UK	2000-2013	2152	2	0.09	Davies et al. 2014
Pennsylvania	1958-2013	8030	502*	6.26	Davies et al. 2014
Pennsylvania	2010-2012	4602	221*	4.8	Ingraffea et al. 2013
Pennsylvania	2008-2013	6466	220*	3.4	Vidic et al. 2013
Pennsylvania	2008-2011	3533	91*	2.58	Considine et al. 2013

* Inkluderer både udslip og barrierefejl.

Tabel 7 viser rapporterede rater for udslip på grund af brøndintegritetsfejl. For Ohio skete størstedelen af udslip i de første fem år af studiet, hvilket reflekterer en forbedring i brøndkonstruktion. Det er langt mindre sandsynligt at nyere brønde lækker end brønde af ældre dato.

Data for Texas dækker over vid anvendelse af hydraulisk frakturering i horisontale boringer. I alt er der i data for Texas inkluderet 16.000 horisontale brønde med hydraulisk frakturering i flere stadier, som det er relevant for Alun Skiferen i Danmark. Der er ikke rapporteret udslip i nogen af de 16.000 brønde (Kell, 2011). Det må dog bemærkes, at de vandrette boringer alle er af nyere dato, så der kan være en ældelseeffekt.

I staten Pennsylvania udvindes fra mange af brøndene gas fra Marcellus skiferformationen, der kan sammenlignes med den danske Alun Skifer (se kapitel 2). Hyppigheden af omtalte brøndproblemer i Pennsylvania svinger betydelige fra studie til studie. Variationen skyldes hovedsageligt forskel i definitionen af, hvad der udgør et brøndintegritetsproblem (Davies et al. 2014; Ingraffea et al. 2013). Det er ikke entydigt ud fra myndighedernes inspektionsrapporter at læse, hvad der udgør et brøndintegritetsproblem. Direkte målinger i grundvandet omkring boringer i Pennsylvania har påvist methan i drikkevandsboringer stammende fra skifergasbrønde i Marcellus formationen, hvorfor integriteten af nogle brønde må have været kompromitteret (Llewellyn et al. 2015; Osborn et al. 2011). Analyse af metanen viser, at de methanforekomster (se afsnit 4.2.9), der påviseligt stammer fra skifergasboringer er associeret med brøndintegritetsproblemer ved gasbærende lag, der ligger over målformationen og ikke er kommercielt udnyttede (Darrah et al. 2014; Muehlenbachs 2013). Methanen må være migreret til grundvandet langs brønden bag forerør, der ligger over produktionsdelen af brønden. Cementeringen af produktionsdelen af brønden har bibeholdt integriteten, men de mellemliggende dele af brønden har ikke.

Hvor hyppigt brøndintegriteten fejler og tillader udslip afhænger af brøndens alder, placering, lovgivning og inspektion. Konstruktionen af hver brønd er en unik proces påvirket af de lokale forhold samt hvem, der udfører brønden. Det er derfor svært at estimere en rate for brøndintegritetsproblemer samt forudsige problemerne i et felt, der endnu ikke er udviklet, såsom en potentiel udvikling af Alun Skiferen i Danmark.

Dekomissionering af skifergas brønde

Når en skifergasbrønd ikke længere er nødvendig, lukkes den ved at forsegle brønden med propper af cement. Propperne skal lukke af for den producerende formation, samt for højere liggende

producerende lag eller permeable lag (Bastrup et al. 2013; Norsok, 2004). Efter forseglingen testes de installerede propper, hvorefter brønden ofte skæres af under terræn, svejses til og dækkes til. Endeligt genetableres området over brønden.

I USA har mange studier påvist problemer med lækager forbundet med nedlukkede brønde. Ideen om CO₂ lagring i udtømte reservoir har sat fokus på problemet med nedlukkede brønde, da lækager fra nedlukkede brønde kan føre til udslip af CO₂. I USA gør den lange historie med indvinding af gas og olie på land nedlukkede brønde til et stort problem. I tidligere tider var standarden for nedlukningen af en brønd og reguleringen af nedlukning meget anderledes end nu. Derfor er der i USA tusinder af brønde, der enten er forladt uden at være forseget, eller som er blevet meget mangelfuldt forseget. Som sagt har nedlukkede brønde ikke tiltrukket sig den store opmærksomhed. Dette faktum sammen med det besværlige i at måle emission fra en nedlagt brønd, hvor området er genetableret gør, at der ikke eksisterer meget data for hyppigheden af lækage fra nedlukkede brønde.

Kang et al. (2014) målte gasemissioner fra forladte borer i Pennsylvania og fandt signifikant emission fra størstedelen af de undersøgte brønde. Alle brøndene i studiet var over 50 år gamle konventionelle brønde, der var mangelfuldt forseget om overhovedet. Kun 26 % af brøndene i studiet var forseget. Materialerne, der anvendes i dag, er bedre end dem, der anvendtes i de gamle brønde. Det må derfor anses for tvivlsomt, om resultaterne i Kang et al. (2014) er repræsentative for, hvor stort problemet vil være for en skifergasbrønd, der er forseget efter nutidig standard.

Fejl på en barriere i en gasbrønd er relativt normalt, mens brønden er aktiv (Brufato et al. 2003; Vignes, 2011). Mens brønden er aktiv monitoreres den regelmæssigt og inspiceres af myndighederne, hvorved eventuelle barrierebrud opdages og udbedres før, de fører til udslip. Efter afvikling bliver der som regel ikke og kan der heller ikke føres tilsyn med brønden. Barrierefejl kan derfor udvikle sig ved degradering af de anvendte materialer, uden at der gribes ind.

Fordi brøndene ikke monitoreres, findes der ikke tal for, hvor ofte en brønd lækker, efter den er afviklet. Det er dog et anerkendt problem, at nedlukning af brønde ikke altid har høj prioritet for operatører af brønde, og der derfor ikke er meget fokus på dette aspekt af en brønds liv (Arthur & Hochheiser, 2011).

Det skal bemærkes, at lækage fra nedlukkede brønde mest sandsynligt er i form af gas. Mens brønden producerer, reduceres trykket i formationen, fordi gas fjernes. Trykket i skiferformationen er altså lavere end hvad der er naturligt i området. Det er derfor mere sandsynligt, at væsker vil blive trukket til formationen fra højere liggende lag end at væske drives til overfladen. Men gas kan stige til overfladen på grund af densitetsforskellen.

Induceret seismicitet og brøndintegritet

Hydraulisk frakturering kan medføre øget seismisk aktivitet, enten ved inducerede jordskælv eller udløste jordskælv, som beskrevet i kapitel 3.2. Som det fremgår af kapitel 3.2, er der registreret inducerede jordskælv op til 3.4 M_L og udløste jordskælv op til 5.9 M_L samt hyppigere forekomster af mindre jordskælv.

Jordskælv er forbundet med bevægelse af en forkastning i undergrunden og kan føre til ændringer i det stress, en brønd udsættes for. Seismisk aktivitet kan øge stresset i en retning over en anden, hvorved brønden stresses ujævnt rundt langs brønden. Et ujævnt stress kan føre til, at brønden

trykkes sammen, enten lidt, hvorved brønden bliver oval, eller meget, hvorved brønden kan kollapse helt (Pattillo et al. 2004). Deformation af forerør er et kendt problem i regioner med tektonisk aktivitet (Last et al. 2006).

Et af de bedst studerede tilfælde af seismicitet i forbindelse med hydraulisk frakturering foregik i Preese Hall-1 boringen i Storbritannien. Hydraulisk frakturering af Bowlandskiferen blev testet i denne brønd, hvorefter der registreredes seismisk aktivitet fra en ukendt forkastning, som beskrevet i kapitel 3.2. Fraktureringen blev standset i Presse Hall-1 brønden, og brønden blev inspiceret. Det fandtes, at brønden var blevet gjort oval i et interval over Bowlandskiferen. Deformationen af brønden kompromitterede dog ikke brøndens integritet. (de Pater & Baisch, 2011; Green, et al. 2012).

Om et jordskælv har indflydelse på brøndintegriteten afhænger af, hvor stort jordskælv er, og hvordan det resulterende stress er orienteret i forhold til brønden (Dusseault et al. 2001). Større jordskælv involverer større forkastninger, hvorved muligheden for kompromittering af en brønd øges (Zoback & Gorelick, 2012). Kompromittering kan dog også ske ved mindre jordskælv afhængig af, hvordan bevægelsen er i forhold til brønden. Dette er for eksempel set i forbindelse med nedsynkning af reservoirer under produktion, hvor brønde er knækket ved jordskælv af størrelsen $M < 4$ (Dusseault et al. 2001). En vurdering af hvilken risiko induceret seismicitet udgør for en skifergas produktion, må altså bero på en kortlægning af forkastninger omkring borehullet, som adviseret i kapitel 3.2.

4. Påvirkninger på miljø og vandressourcer

4.1 Vandressourcer og vandforbrug

4.1.1 Rumlig karakterisering af områder med andre arealinteresser og potentielle skifergasområder for at identificere potentielle interessekonflikter

Nedenstående arealanalyse skal afklare i hvilken grad, der er sammenfald mellem landområder med stort potentiale for udnyttelse af skifergas (sweetspots) og landområder med andre arealinteresser dvs. særlige drikkevandsinteresser (OSD områder), byområder, Natura2000, skov og §3-områder. Natura2000 områder er en samlet betegnelse for habitatområder, fuglebeskyttelsesområder og Ramsarområder, hvor Danmark har en særlig forpligtelse over for EU. §3-områder dækker beskyttede naturtyper i Danmark (søer, moser, heder, enge, overdrev og vandløb). Skovområder er hovedsagelig fredsskov (ca 90 %). Områder med drikkevandsinteresser (OD områder) er ikke inkluderet i analysen, da disse dækker størstedelen af det danske landareal.

Sweetspots er områder, hvor Alun Skiferen potentielt har en høj lødighed (se også kapitel 2). Sweetspots, kortlagt af Schovsbo et al. (2014), dækker et landareal på ca. 6.800 km² og kan yderligere inddeles i områder, hvor skiferen ligger henholdsvis 1,5-5 km under terræn (ca. 2.400 km²) og 5-7 km under terræn (ca. 4.400 km²). Skiferen i det øvre dybdeinterval vurderes at have størst lødighed, fordi beliggenheden af disse områder er stedfæstet med størst sikkerhed, og fordi produktion fra det dybe interval er mere omkostningstung.

Kortmaterialet for den potentielle skifergasressource er tilgængeligt via nærværende udredning, men er oprindeligt fra Schovsbo et al. (2014). Arealinformation om OSD (områder med særlige drikkevandsinteresser) og Natura2000 områder er frit tilgængelige via den danske miljøportal. Skov og §3-områder er defineret ud fra Basemap 2012 og beskrevet af Levin et al. (2012). Analyseusikkerheden bestemmes af usikkerheden på de enkelte basiskort. Mens interessekortene er veldefinerede, er udbredelseskortene for Alun Skiferen meget usikre grundet den store dybde til formationen. Specielt stor er usikkerheden til udbredelsen af den dybeste del, under 5 km.

Figur 15 viser, hvor det samlede sweetspotområde er sammenfaldende med andre arealinteresser. Analysen viser, at inden for det samlede sweetspotområde på ca. 6.800 km² er der OSD områder på ca. 2.900 km², Natura2000 områder på ca. 950 km², byområder på ca. 420 km², skovområder på ca. 1000 km², og §3-områder på ca. 720 km² (tabel 8). Kombineres interesseområder, og tages der højde for at flere arealer har overlappende interesser, er det kombinerede interesseområde på 4.800 km² af sweetspot arealet (tabel 8). Det kombinerede interesseområde efterlader ca. 2.000 km² uden nogen af de vurderede interesser når hele sweetspotområdet analyseres. Skifergasproduktion er mest sandsynlig i den øvre (1,5-5 km dybde) del af sweetspotområdet på ca. 2.400 km², hvoraf der er ca. 1.700 km² med kombinerede interesser.

Ud fra arealanalyser kan man anslå hvor mange skifergasbrønde, der potentielt kan etableres. Antallet af brønde afhænger af en række geologiske og praktiske forhold, som på nuværende tidspunkt er dårligt beskrevet. Det eneste publicerede estimat over antal brønde for en dansk skifergasproduktion er fra USGS ressourceundersøgelsen (Gautier et al. 2013), hvor det antages, at en brønd kan dræne 0,49-0,81 km². Gautier beregnede det gennemsnitlige sweetspotareal med den højeste lødighed til ca. 3.200 km², hvilket således giver 3.900-6.500 brønde, og 4.900 med et gennemsnitligt antal brønde pr kvadratkilometer på 0,65. Ifølge Lechtenböhrer et al. (2011) er

Barnett Shale (USA) sammenlignelig med europæiske forhold. For Barnett Shale ses en tæthed på 1,2 brønd på km², svarende til et afdræningsareal på 0,87 km²/brønd. Med et sweetspotareal på ca. 3.200 km² (Gautier et al. 2013) giver dette afdræningsareal i alt 3.600 brønde. Det vurderes, at det lavere antal brønde pr areal fra Lechtenböhm et al. (2011) er mere sandsynligt grundet formodet strengere europæiske og danske regulativer.

Arealanalysen (tabel 8) viser, at der er sammenfaldende interesser (OSD, by, Natura2000, skov og §3-områder) i 70 % af det totale sweetspotareal. I nogle områder kan man muligvis tilgodese både skifergas og andre arealinteresser. Hvis man derimod helt udelukker skifergasproduktion i områder med sammenfaldende interesser, vil der kun kunne produceres skifergas i 30 % af sweetspotområdet. Det vil reducere antal brønde til 1.100 med Lechtenböhmers dræningsareal.

Antallet af brønde afhænger af estimatet for det lodigste sweetspotareal, som varierede mellem de to undersøgelser (Gautier et al. 2013; Schovsbo et al. 2014). Derudover afhænger antallet af brønde af prioriteringen af andre arealinteresser. Det vurderes derfor, at et sandsynligt antal brønde vil være mellem 1.000-4.000 som typisk samles i borepladser.

Tabel 8. Opgørelse af andre arealinteresser indenfor sweetspotområderne på land i Danmark.

	Alle sweetspotområder		Øvre sweetspot-områder (1,5-5 km)		Dybe sweetspot-områder (5-7 km)	
Sweetspot	6781 km ²	100 %	2423 km ²	100 %	4358 km ²	100%
OSD	2938 km ²	43 %	1087 km ²	45 %	1851 km ²	42 %
Byområde	420 km ²	6 %	173 km ²	7 %	246 km ²	6 %
Natura2000	946 km ²	14 %	276 km ²	11 %	670 km ²	15 %
Skov	1025 km ²	15 %	379 km ²	16 %	646 km ²	15 %
Beskyttet natur (§3)	716 km ²	11 %	223 km ²	9 %	493 km ²	11 %
Kombineret*	4763 km ²	70 %	1662 km ²	69 %	3094 km ²	71 %

*Arealer der omfatter én eller flere af de 5 interesseområder indenfor sweetspotområderne. Procentberegningerne angiver, på hvor stor en del af sweetspotarealerne (benævnt med 100 % i øverst i samme kolonne), der findes overlappende interesser.



Figur 15. Udbredelse af sweetspotområder (som defineret af Schovsbo et al. 2014) sammenstillet med områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD), byområder, Natura2000 områder (EU-habitatområder, fuglebeskyttelsesområder, Ramsarområder), §3-områder (beskyttet natur) og skov. Kombineret angiver alle interesser foruden sweetspots.

4.1.2 Kvantificering af vandforbrug til frakturering og gasproduktion sammenlignet med vandressourcen

Vandforbruget til ukonventionel gasproduktion kan øge presset på ferskvandsressourcen, specielt i områder hvor vandindvindingen i forvejen er intensiv. Inden en egentlig skifergasproduktion er det derfor vigtigt at analysere i hvor høj grad produktionen vil påvirke vandressourcen. Efterhånden som skifergasproduktion er blevet udbredt, primært i Nordamerika, er der publiceret flere estimater af vandforbruget opgjort pr. brønd. Fra Canada rapporteres et meget stort spænd på 2000-77.000 m³/brønd, med et vurderet gennemsnit på 19.000 m³/brønd (Council of Canadian Academies, 2014). En opgørelse af vandforbruget for syv skifergasformationer i USA varierede mellem 8.000 og 100.000 m³/brønd med et gennemsnit på 15.000 m³/brønd (Vengosh et al. 2014). Den seneste

(september 2015), og mest omfattende, opgørelse er baseret på 45.000 brønde fordelt på syv gasformationer og viser et gennemsnitligt forbrug på 16.000 m³/brønd (Kondash & Vengosh, 2015). Formationen Niobrara er dog primært olieproducerende og derfor atypisk for skifergasproduktion under danske forhold. Ser man bort fra Niobrara, er gennemsnittet for gasformationerne på ca. 18.000 m³/brønd baseret på tildeling af ens vægt for hver gasformation. Medianvandforbruget for gasformationerne varierer fra 13.000-24.000 m³/brønd. Fra de refererede undersøgelser kan det konkluderes at: 1) Der rapporteres meget stor variation i vandforbrug, fra 2.000 til 100.000 m³/brønd. 2). Det gennemsnitlige vandforbrug for forskellige gasformationer ligger omkring 18.000 m³/brønd.

Hvis det antages, at der i Danmark maksimalt kan etableres 3.600 brønde (se afsnit 4.1.1) med et gennemsnitligt vandforbrug på 18.000 m³, vil det samlede vandforbrug være 66 millioner m³. Hvis man afstår fra indvinding af gas i områder med andre arealinteresser (OSD, by, Natura2000, skov og §3-områder, se afsnit 4.1.1), vil sweetspotarealet og dermed antal brønde reduceres til 38 % af det oprindelige sweetspotareal og antal brønde, hvilket vil medføre at det samlede vandforbrug reduceres til 20 millioner m³. Antallet af brønde i det danske område bestemmes primært af forhold, som endnu ikke er klarlagt (se afsnit 4.1.1), og derfor er estimater for det samlede vandforbrug med udgangspunkt i et vandforbrug pr. brønd meget usikre.

Det samlede vandforbrug kan imidlertid også estimeres ud fra vandforbruget pr. m³ produceret gas. For britisk skifergasproduktion vurderes et vandforbrug på 1,3-1,7 millioner m³/år for en gasproduktion på 9 milliarder m³/år (Broderick et al. 2011), hvilket giver 0,14-0,18 L vand pr. produceret m³ gas. Kondash og Vengosh (2015) rapporterer tal for total gasproduktion fra de seks amerikanske gasprovinser, hvoraf vandforbruget pr. m³ produceret gas kan beregnes. Her ses et vandforbrug på mellem 0,16 og 0,46 L vand/m³ gas med et gennemsnit på 0,28 L vand/m³ gas. Dette gennemsnit vurderes at være statistisk bedre funderet end det britiske estimat. Den teknisk indvindbare skifergasressource på land i Danmark vurderes at udgøre op til 71 milliarder m³ (Gautier et al. 2013). Ved et vandforbrug på 0,28 L vand/m³ gas svarer det til et samlet vandforbrug på 20 millioner m³ vand.

Den tilgængelige grundvandsressource i Danmark er estimeret til ca. 1 milliard m³/år (Henriksen et al. 2008), men er formodentlig større, da specielt nettonedbøren i Vestjylland synes underestimeret. Grundvandsindvindingen har været stabil eller svagt faldende siden 1999 og udgør ca. 700 millioner m³/år, hvoraf ca. 200 mio. m³/år anvendes til markvanding (Thorling et al. 2015). Anvendelsen af overfladevand i Danmark udgør ca. 10 mio. m³/år (figur 45, Thorling et al. 2015).

Det estimerede vandforbrug på 20-66 millioner m³ vand ved en eventuel dansk skifergasproduktion vil derfor være betydeligt i det samlede vandbudget. Forbruget til skifergasproduktion skal fordeles over en årrække. Tidsperioden vil afhængig af hvor hurtigt gasfelterne udbygges. Selvom grundvandsressourcen på landsplan kun er udnyttet med ca. 70 %, er den overudnyttet i flere områder, hvilket skyldes at vandforbruget er meget uens fordelt, samt at nettonedbør og andre hydrologiske forhold varierer fra landsdel til landsdel (Henriksen et al. 2008). Det er derfor vigtigt at understrege, at muligheden for at udnytte lokale eller regionale vandressourcer skal vurderes ud fra lokale og regionale hydrogeologiske forhold. Dermed vil vandindvinding i eksempelvis flere sjællandske og jyske områder ikke være mulig uden overudnyttelse af vandressourcen.

Ud fra den tilgængelige grundvandressource i Danmark på ca. 1 milliard m³/år, og et nuværende forbrug på ca. 700 millioner m³/år, vil vandindvinding til skifergasproduktion være håndterbar. Det

betyder i midlertidigt ikke, at indvinding vil være uproblematisk. For det første kan vandressourcen lokalt allerede være overudnyttet. For det andet varierer intensiteten af vandforbruget til skifergasproduktion, så hvis en højintensiv periode, f.eks. selve faktureringen, falder sammen med en hydrologisk tør periode, kan det være problematisk. Effekten af vandindvinding til skifergas skal således altid vurderes ud fra en lokal analyse og modellering af vandressourcen. Vandforbruget til skifergasproduktionen vil i høj grad også defineres ud fra, hvor stor en grad af vandgenbrug der kan finde sted. For den nordamerikanske Marcellus skifer blev 56 % af returvandet i 2011 genbrugt, mens seneste tal for vandgenbruget nærmer sig 90 % for nogle skifergasområder (Jackson et al. 2014). Jævnfør EU mininumsprincipper for højvolumen frakturering (EU Kommissionen, 2014) vil en høj udnyttelsesgrad af returvandet være med til at fremme en bæredygtig anvendelse af vandressourcen.

4.1.3 Effekt af vandindvinding på overfladevandsområder og grundvandsafhængig natur

I dette afsnit vurderes de potentielle effekter af reduceret vandføring på overfladevand og naturområder, som modtager grundvand. Vandindvinding til skifergasproduktion kan påvirke vandføring i især små grundvandsfødte vandløb (se 4.1.2). Forskellige organismegrupper i vandløb stiller forskellige krav til deres omgivelser. Fisk er eksempelvis mindre bundet til en mikrohabitat end makroinvertebrater (smådyr), fordi de er mere mobile. Især makroinvertebrater er stærkt påvirkede af reduceret vandføring, formentlig fordi en lavere vandføring fremmer tilsiltning og tilsanding af de tilstedeværende mikrohabitater. Desuden vil risikoen for lavere iltkoncentrationer øges under tilstande med lav vandføring på grund af reduceret turbulens og dermed genluftning af vandløbsvandet.

I en nyligt publiceret rapport fra DCE (Gräber et al. 2015) blev effekten af generel vandindvinding vurderet for de biologiske kvalitetselementer makroinvertebrater, fisk og vandplanter. Det blev i dette notat understreget, at den traditionelle beskrivelse af vandføring i form af medianminimum var ubrugelig i fortolkningen af vandløbshydraulikkens indflydelse på biologiske kvalitetselementer. I stedet blev der opstillet en model for hver af organismegrupperne fisk, makroinvertebrater og vandplanter, som var signifikant påvirkelig af forskellige vandføringsparametre. Alle tre biologiske kvalitetselementer var negativt påvirkede af lav basisvandføring. Det understreges, at Gräber et al. (2015) overvejende arbejdede med 2. (2-10 m bredde) og 3. ordens vandløb (> 10 m bredde), og de fundne deskriptive modeller for vandføringsparametrenes indflydelse på biologiske kvalitetselementer ikke nødvendigvis kan overføres til de små 1. ordens vandløb (bredde < 2 m). Især må det forventes, at 1. ordens vandløb er mere følsomme over for vandindvinding end større vandløb, og sammenhængen mellem vandføringsparametre og biologiske kvalitetselementer må forventes at være stærkere end beskrevet i modellerne af Gräber et al. (2015). Dog kan disse modeller – i mangel af bedre – bruges som ikke-validerede pejlemærker for kvantificering af økologiske effekter af vandindvinding.

Danske vandløb er generelt karakteriseret ved at være små, idet 70 % er < 2 m bredde. I de områder, som er interessante i forhold til skifergasindvinding, er vandløbene især i Nordsjælland men også i Nordjylland meget små. Derimod er vandløbene i det midtjyske område karakteriserede ved at være ret vandførende som følge af en stor grundvandstilførsel og må formodes i den sammenhæng at være mere robuste i forhold til en vandindvinding.

Der kan forekomme en lang række terrestriske beskyttede grundvandsafhængige naturtyper på lavbundsarealer i Danmark (tabel 9, Ejrnæs et al. 2010). Hovedparten af disse er direkte afhængige af at grundvandsspejlet står højt i rodzonen. Nogle af naturtyperne er endvidere afhængige af, at der

er forekomst af egentlig trykvand, hvilket gælder rigkær (7230), kalkrigt kildevæld (7220) og hvas avneknippemose (7210). For nogle naturtyper gælder, at de både kan forekomme i en regnvandsbetinget undertype med lav pH og en grundvandsbetinget undertype ved høj pH. Dette gælder for tidvis våd eng (6410), hængesæk (7140) og fugtige klitlavninger (2190), hvor de kalkrige undertyper er direkte grundvandsbetinget. Endelig kan naturtyper som ikke påvirkes direkte af grundvandet, være afhængige af et højt grundvandsspejl, hvor en sænkning af grundvandsspejlet kan føre til ødelæggelse af forekomsten (Ejrnæs et al. 2010).

Tabel 9. Beskyttede naturtyper som kan være afhængige af grundvand. Indirekte afhængighed hentyder til den potentielle betydning af en høj grundvandsstand under en i øvrigt regnvandsbetinget højmosé (fra Ejrnæs et al. 2010).

Naturtype	Undertype	Grundvandsafhængighed
Klitlavning (2190)	Kalkrig undertype	Direkte
Tidvis våd eng (6410)	Kalkrig undertype	Direkte
Højmosé (7110)		Indirekte
Hængesæk (7140)	Kalkrig undertype	Direkte
Hvas avneknippemose (7210)		Direkte
Kildevæld (7220)		Direkte
Rigkær (7230)		Direkte
Elle- og askeskov (91E0)		Direkte
Rørsump (§3)	Åben type	Direkte
Våd eng (§3)	Kalkrig undertype	Direkte

Forekomst af grundvandsafhængige naturtyper afspejler grundlæggende de hydrologiske forhold. Det betyder også, at mindre ændringer i grundvandstryk eller hydraulisk ledningsevne kan betyde, at et område ikke længere kan understøtte de grundvandsafhængige naturtyper. Det kan eksempelvis ske, hvis grundvandstrykket ændrer sig som følge af indvinding af grundvand eller dræning, fordi området kan ændre sig fra at være udstrømningsområde for grundvand til at være et infiltrationsområde for regnvand. Der er forsøgt etableret sammenhænge mellem forekomst af rigkær og grundvandsniveauer ved anvendelse af DK modellen. DK modellen er baseret på bl.a. grundvandsboringsdata, indvindingsoplysninger og meteorologiske data kan simulere det hydrologiske kredsløb med særlig fokus på grundvandssystemet (Højberg et al. 2008). Imidlertid var det ikke umiddelbart muligt at påvise sammenhænge mellem grundvandsniveauet og forekomst af rigkær (Ejrnæs et al. 2010), hvilket med overvejende sandsynlighed skyldes, at DK modellens opløselighed der for lille (500 x 500 m) til at eftervise sådanne sammenhænge. Til gengæld viste undersøgelserne, at rigkær med høj naturtilstand generelt forekom i områder, hvor vandindvindingen kun havde en mindre effekt på grundvandsniveauerne. Ønskes en vurdering af effekter af grundvandsindvinding på den grundvandsafhængige natur er det derfor nødvendigt at anvende en lokal modellering af grundvandstryk med inddragelse af topografi med henblik på at vurdere mulige effekter af vandindvinding for den grundvandsafhængige natur.

4.1.4 Forudgående og efterfølgende monitoring af grundvandsstand og vandføring

For at kunne vurdere om skifergasproduktion påvirker vandføring og grundvandsstand må man inden den hydrauliske frakturering have beskrevet de hydrauliske forhold i det naturlige miljø (et såkaldt basislinjestudie). Kun med veletablerede basislinjer vil en påvirkning fra skifergasproduktion kunne vurderes. Amerikanske erfaringer har vist, at usikkerheden om skifergasproduktionens miljøkonsekvenser oftest skyldes manglende eller utilstrækkelig bestemmelse af basislinjeforhold (Vengosh et al. 2014). EUs minimumsprincipper definerer derfor,

at der inden hydraulisk frakturering skal bestemmes en basislinje for kvalitets- og strømningsegenskaber for overfladevand og grundvand (EU Kommissionen, 2014).

Bestemmelse af basislinjer og overvågning bør hvile på en forudgående lokal karakterisering af det hydrogeologiske system for at: 1) udpege områder hvor vandføring eller grundvandstand vil påvirkes mest, 2) designe et optimalt overvågningsnetværk for vandløbsafstrømning og grundvandsstand, og at 3) være i stand til at gennemføre afværgeforanstaltninger ved uhensigtsmæssige påvirkninger.

Basislinjen for vandføring bør bestemmes for alle vandløbsstrækninger hvor der er risiko for, at vandføringen vil blive påvirket. For de fleste mindre vandløb findes der ikke lange tidsserier for vandføringen, og man må derfor korrelere vandføringsdata fra det nationale overvågningsnetværk med nye, strækningsspecifikke målinger. For at opnå en sikker korrelation skal vandstanden i de mindre vandløb måles dagligt over en længere periode på mindst ét år, hvorefter man kan etablere basislinjen for den enkelte vandløbsstrækning. Basislinjen skal dække en årrække for senere at kunne skelne mellem de naturlige klimavariationer og eventuelle påvirkninger fra skifergasproduktion.

Basislinjebestemmelse af grundvandsstanden skal dække både grundvandsmagasinet, hvorfra indvindingen foretages, og påvirkningen af det overfladenære grundvandsspejl. Påvirkningen af dybere, spændte grundvandsmagasiner og overfladenære grundvandsmagasiner kan ikke altid korreleres, og de skal derfor vurderes uafhængigt af hinanden. Inden en ny vandindvinding bør den lokale grundvandsstand overvåges kontinuert over mindst ét år, således at en god korrelation til længerevarende, eksisterende pejleserier i området kan etableres. Andre vandindvindinger for området skal inddrages i den samlede analyse af effekten fra vandindvindingen ved skifergasproduktionen.

Indvinding af grundvand til skifergasproduktion adskiller sig ikke teknisk fra normal indvinding til drikkevand og markvanding. Derfor skal indvindingstilladelsen vurderes ud fra samme, lokalt-definerede forhold for den tilladelige påvirkning af grundvand og vandløb. Til forskel fra normal grundvandsindvinding, vil oppumpningen til den hydrauliske frakturering ofte foregå i korte, intensive perioder og derfor bør overvågningen foregå med minimum daglige målinger. Når grundvandsindvindingen er afsluttet, bør overvågningen af grundvand og vandløb fortsætte indtil basisforholdene er genetablerede.

4.2 Kemikalier og forurening af vandressourcer

Formålet med dette afsnit er at give et overblik over eventuelle miljøeffekter af de miljøfremmede organiske stoffer og uorganiske salte, der kan forventes at benyttes i forbindelse med en eventuel indvinding af skifergas i Danmark. Der er foretaget en miljøvurdering af de væsentligste kemikalier, der kunne komme i anvendelse ved frakturering af den danske Alun Skifer. Afsnittet indeholder ligeledes en vurdering af de - fortrinsvis uorganiske stoffer - som tilføres fra Alun Skiferen til returvand ved fraktureringsprocessen. Desuden er effekter af metan fra skifergasproduktionen vurderet. Miljøpåvirkningen er beskrevet i forhold til jord, grundvand og overfladevand.

4.2.1 Sammensætning af boremudder

Boremudder er en samlet betegnelse for den opslemning (slurry), som tilsættes under borearbejde i hårde bjergarter for at kunne bore. Under boringen, pumpes og cirkuleres boremudder ned til borekronen, hvor det dels afkøler og smører borehullet, dels udligner det tryk, som opstår i forbindelse med boringen for at undgå blowouts og dels bringer borespåner op til overfladen (Hosterman & Patterson 1992; King, 2012; US EPA, 2015b). I sedimentære sand- og leraflejringer kan borearbejdet typisk foregå ved blot at tilsætte postevand. Boremudder opdeles generelt i forskellige typer: 1) vandbaseret; 2) ikke-vand baseret, dvs. olie-baseret og 3) gas (trykluftdrevet) (Schlumberger, 2015; King, 2012). Nær overfladen bruges kun vandbaseret boremudder, mens olie-baseret mudder kan anvendes i dybere lag, når vandbaseret mudder ikke er nok til at kontrollere stabiliteten af en vandfølsom formation for eksempel på grund af opkvællert ler (King, 2012). Gas eller trykluftdrevet boremudder kan være en fordel i velkonsoliderede formationer, der ikke producerer meget væske. I en luft-hæve boring bliver der anvendt vandbaseret og olie-baseret mudder, men boringen er underbalanceret, hvilket vil sige, at trykket i borehullet er mindre end i selve formationen (COWI, 2006).

Der er en række faktorer som har indflydelse på valget og sammensætningen af boremudder såsom brøndens design, forventede trykniveau i formationen og formationens kemiske sammensætning (Bloys et al. 1994). Boremudderet indeholder vand og en hel række af kemiske stoffer. For de fleste af disse gælder det, at de ikke kun anvendes i boremudderet, men ligeledes i andre dele af skifergasindvindingsprocessen, se afsnit 4.2.2. Undtagelsen til denne regel er bentonit (CAS 1302-78-9) og barium sulfat (CAS 7727-43-7 og CAS 13462-86-7), som næsten udelukkende anvendes i forbindelse i boremudderet (Bishop, 2011). Bentonit har til formål at give viskositet og skabe en filterkage på borehullets væg til at kontrollere tab af borevæske, mens bariumsulfat bruges til at give vægt til boremudderet og udligne dannelsen af tryk (Bloys et al. 1994).

I Danmark har Rambøll (2014) i forbindelse med efterforskningsboringen i Vendsyssel-1 udarbejdet en Vurdering af Virkninger på Miljøet (VVM), og heri oplyses det, at boremudderet er vandbaseret og består af 92-99 % vand blandet med enten 7 % bentonit eller bariumsulfat. I VVM-redegørelsen oplyses det ligeledes, at man forventer at anvende ca. 2.100 m³ boremudder, hvoraf ca. 500 m³ vil blive genanvendt under boreprocessen og returneret til leverandøren (Rambøll, 2014). Resten af affaldet forventes at blive transporteret til godkendt og kontrolleret deponering hos AVØ A/S efter Frederikshavns Kommunes gældende regler og anvisninger (Rambøll, 2014).

Bentonit anvendes ifølge VVM-redegørelsen i de øverste 190 m af boringen sammen med 300.000 kg vand (92,6 %) og carboxymethylcellulose (CMC) (0,02 %) som er et viskositetsmiddel, der kan tilsættes for at kontrollere, hvor flydende boremudderet er. Bariumsulfat (7,2 %) anvendes i boringsdybder mellem 570 – 4000 m sammen med 2.000.000 kg vand (89,4 %), UltraCap, UltraHib NS (2,7 %) og Duotech NS (0,2 %). UltraCap og Duotech NS er henholdsvis oplyst til at være en kationisk acrylamid copolymer og et viskositetsmiddel, hvorimod UltraHib NS (2,7 %) består af en blanding af polyetheramin (10-40 %) og polyetheraminacetat (30-80 %). Mellem 190 og 570 m anvendes boremudder bestående af 300.000 kg vand (99,7 %), Duotech NS (0,2%) og MI Pac ELV (0,1%). Sidstnævnte er en cellulosepolymer (Rambøll, 2014).

På nuværende tidspunkt vides det ikke, om sammensætningen og mængden af anvendt boremudder i forbindelsen med efterforskningsboringen i Vendsyssel-1 kan antages at være repræsentativ for eventuelle fremtidige skifergasboringer til produktion af skifergas i Danmark.

4.2.2 Beskrivelse af stofgrupper i fraktureringsvæsker

Fraktureringsvæsken pumpes ned i boringen for at optimere formationens evne til at transportere gas til boringen. Hovedsubstansen i fraktureringsvæsken er vand og silikat/sand. Sandet i fraktureringsvæsken indbygges i de dannede sprækker, så formationens permeabilitet forøges (se afsnit 3.1). Sand og vand udgør ca. 98-99 % af massen, mens kemikalier udgør den sidste 1-2 procent (typisk 0,025 % friktionsreducerer; 0,005-0,05 % biocider; 0,005-0,2 % overfladeaktive stoffer; 0,2-0,5 % korrosionsinhibitorer), se tabel 10 og kapitel 3.1 for yderligere detaljer. Stofferne, som indgår i fraktureringsvæsken, tjener forskellige formål som f.eks. syre, der reagerer med og opløser mineraler; biocider der fjerner bakterier, som bl.a. kan give anledning til korrosionsprodukter og dannelsen af biofilm, som uønsket øger friktionen, og som kan blokere ekstraktionen af gas; detergenter som bruges til at øge viskositeten mv.

Tabel 10: Eksempel på sammensætningen af en typisk fraktureringsvæske

Produktkategori/formål	Eksempler på ingrediens	Funktion
Vand	Suspensionsvæske	Åbner frakturer og afleverer sand
Proppant	Sand/kvarts/keramiske kugler	Åbner frakturerne
Syre	Saltsyre	Opløser mineraler åbner fraktur
Biocid	Glutaraldehyd	Fjerner bakteriebelægninger
Breaker	Ammonium persulfat	Viskositetsbevarer
Korrosionsinhibitor	Metanol	Forhindrer korrosion
Crosslinker	Natriumborat	Øger viskositet med temperature
Friktionsreducerer	Lette diesel destillater	Slicks – reducere friktion
Gel	Guargummi	Suspensionmiddel og tykkelse af fraktur
Jernkontrol	Citronsyre	Forhindrer jernudfældning
Lerstabilisator	Kaliumklorid	Brine carrier
pH justering	Soda (natriumkarbonat)	Sikrer at crosslinker fungerer
Forhindre udfældninger	Etylenglycol	Fjerner ophobning af materiale
Detergent/overfladeaktiv	Isopropanol	Øger viskositeten

Sammensætningen af fraktureringsvæsken varierer betydeligt som en konsekvens af geologien og boreprocessen. Det betyder, at de stoffer der benyttes fra boring til boring - og sågar i den samme brønd - vil variere over tid. Derfor har olie-gasindustrien en række ingredienser, som anvendes til at variere dels sammensætningen af fraktureringsvæsken og dels det indbyrdes forhold mellem stofferne, hvorfor listen med mulige fraktureringsvæskekemikalier tæller flere hundrede stoffer.

Stoffer anvendt i fraktureringsvæskeprodukter i USA og EU

Den første fyldestgørende rapport om stoffer, der anvendes i fraktureringsvæskeprodukter, udkom i april 2011 fra US EPA (US EPA, 2011a). Rapporten er baseret på indrapporteringer for perioden 2005-2009 fra de 14 største olie- og gasvirksomheder i USA. Rapporten viser, at der benyttes mere end 2500 fraktureringsvæskeprodukter, der indeholder 750 forskellige kemikalier. Samlet set blev i alt ca. 2.950.000.000 liter kemikalier (ekskl. vand/sand) benyttet i perioden. Metanol (CAS# 67-56-1), som findes i 342 af fraktureringsvæskeprodukterne, var det hyppigst anvendte stof, efterfulgt af isopropyl alkohol (CAS# 67-63-0) og ethylenglykol (CAS# 111-76-2). Det blev også bemærket, at 650 forskellig fraktureringsvæskeprodukter indeholdt et eller flere af i alt 29 stoffer, som er kendte eller mulige humane karcinogener. Virksomhederne havde samlet set benyttet ca. 38.000.000 liter kemikalier som er kendte eller mulige karcinogener i perioden (i Texas alene var det ca. 14.675.000 liter). I juni 2015 udkom US EPA (2015b) med rapportudkastet: 'Assessment of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing for Oil and Gas on Drinking Water Resources' med tilhørende

databaser. Rapporten (og databaser) giver den til dato mest komplette beskrivelse af kemikalier, der anvendes i fraktureringsvæsker. Her beskrives 1173 forskellige stoffer (optalt som stoffer med CAS numre), der enten kan blive eller bliver benyttet i fraktureringsvæsker på baggrund af analyser af FracFocus-databasen samt egne databaser. De fandt, at der benyttes 1076 forskellige stoffer i fraktureringsvæsker, samt at der i gennemsnit benyttes 14 forskellige stoffer pr. boring. Det skal i denne forbindelse nævnes, at det kun var muligt for US EPA at finde målte eller estimerede fysisk/kemiske data for 453 ud af de 1076 stoffer (42 %).

I Europa, publicerede EU-Kommissionen (EU, 2013) via the Joint Research Centre en rapport i september 2013 om anvendelsen af fraktureringsvæskeprodukter i Europa set i lyset af REACH, som er EU kemikalielovgivning fra 2007. I denne rapport blev 16 kemiske stoffer identificeret, som relaterede til skifergasudnyttelse i Europa, og hvor der samtidig forelå en REACH registrering på stoffet (se tabel 11).

Tabel 11: Kemikalier med mulig anvendelse i hydrauliske fraktureringsvæsker i Europa og som er registrerede i REACH (EU, 2013).

Navn på kemiske stoffer	CAS#
2-ethylhexan-1-ol	104-76-7
Eddikesyre	64-19-7
Acrylamid	79-06-1
Ammoniumsulfat	7783-20-2
Borsyre	10043-35-3
Citronsyre	77-92-9
Tunge destillater (petroleum), "hydrotreated heavy naphthenic"	64742-48-9
Lette destillater (petroleum), "hydrotreated light naphthenic"	64742-47-8
Ethylenglycol	107-21-1
Ethylenglycolmonobutylether	111-76-2
Glutaraldehyd	111-30-8
Saltsyre	7647-01-0
Isopropylalkohol	67-63-0
Methanol	67-56-1
Residual destillater (petroleum), hydrotreated	64741-67-9
Natriumhydroxid	1310-73-2

Det forventes, at der anvendes mellem 75 og 300 m³ kemikalier per boring i Europa. Biocider som ikke har autorisation, eller som ikke er under revurdering for en specifik anvendelse, må ikke benyttes i Europa. Det samme gælder for stoffer som ikke er registreret i REACH og som markedsføres med over 100 tons pr. år. Stoffer, der markedsføres i mængder på 1-100 tons om året, skal først registreres i forbindelse med REACH i 2018, og de kan indtil da lovligt markedsføres. Ingen af stofferne i tabel 11 har på nuværende tidspunkt henvisning til brug i fraktureringsvæskeprodukter i deres REACH-dossier. Dette betyder, at der ikke er udviklet et eksponeringsscenario (ES) for disse stoffer i deres anvendelse i fraktureringsvæsker i Europa (EU, 2014). Der findes til dato heller ikke noget EU-register over fraktureringsvæskekemikalier og EU-Kommissionen har i juli 2015 sendt et udbud ud på et projekt, som blandt andet skal hjælpe Det Europæiske Kemikalieagentur (ECHA) med at lave en database over disse stoffer for Europa (http://ec.europa.eu/environment/integration/energy/unconventional_en.htm).

I 2014, foranstaltede de tyske miljømyndigheder (UBA) et studie, som senere blev udgivet som en artikel i tidsskriftet *Environmental Sciences Europe*. Studiet opsummerer de tyske erfaringer med

fraktureringsvæske og de ca. 300 fraktureringer, der er blevet udført i Tyskland. Ud af disse er der kun én lokalitet, hvor skiferlaget frackes (Damme 3) i en dybde af 1045-1530 m. De øvrige fraktureringer sker i andre lag (coal bed methane rock), hvor væsken, der benyttes, er en anden end i skiferlaget. UBA fandt, at der er mindst 88 forskellige fraktureringsvæskeprodukter på markedet i Tyskland. Der er benyttet mindst 112 forskellige kemikalier i fraktureringsvæskeprodukterne. Studiet konkluderede, at der er en sandsynlighed for potentielt uacceptable miljørisici, samt at der p.t. er for mange huller i viden og data til at foretage en grundig risikovurdering i Tyskland. De tyske miljømyndigheder anbefaler på baggrund af studiet, at alle stoffer der benyttes i fraktureringsvæske skal offentliggøres. Data for deres miljøgiftighed skal gøres tilgængelige, de giftigste stoffer skal substitueres, og hver boring skal have sin egen stedspecifikke risikovurdering (Bergman et al. 2014).

Skifergasboringen i Damme 3 er udført som en testboring der benyttede hydraulisk frakturering (<http://www.shale-gas-information-platform.org/areas/the-debate/shale-gas-in-germany-the-current-status.html>) som den eneste af sin slags i Tyskland indtil videre. Ved Damme 3 boringen bestod det hydrauliske fraktureringsvæskeprodukt af tetramethylammoniumklorid, som er en lerstabilisator (CAS# 75-57-0); lette petroleum destillater (CAS# 64742-47-8) som friktionsreducer; det overflade aktive stof ethoxileret octylphenol (CAS# 9081-83-8); samt biocidet isothiazoline derivativ (CAS# 96118-96-6) eller blandingen af 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one [EC No 247-500-7] og 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (kaldet kathon eller MCI/MI) [EINECS 220-239-6] som har CAS# 55965-84-9. ExxonMobile er den eneste virksomhed i Tyskland, der har offentliggjort sammensætningen af deres fraktureringsvæske, som består af 99,8 % vand og sand, samt 0,2 % der består af to kemikalier: cholinklorid (CAS# 67-48-1), samt 2-butoxyethanol (CAS# 111-76-2) (http://www.erdgassuche-in-deutschland.de/hydraulic_fracturing/frac_fluessigkeiten/index.html).

I England har Department of Energy and Climate Change udgivet en kort rapport (UK, 2014), hvoraf det fremgår, at kun virksomheden Cuadrilla har beskrevet, hvilke kemikalier deres hydrauliske fraktureringsvæske indeholder. Væsken, som de har anvendt i seks boringer i England, indeholdt 0,075 % polyacrylamid (friktionsreducer) (CAS# 9003-05-8); 0,125 % saltsyre (syre) (CAS# 77647-01-0) og 0,005 % glutaraldehyd (biocid) (CAS# 111-30-8) (<http://www.cuadrillaresources.com/what-we-do/hydraulic-fracturing/fracturing-fluid/>).

Ifølge de første offentlige boringslister fra International Association of Oil and Gas Producers (<http://www.iogp.org/IOGP/NGSFACTS#4055689-find-a-well---by-list>) findes der 13 boringer i Polen, og de her anvendte fraktureringsvæsker indeholder mellem 14 og 40 forskellige kemikalier.

Alle fraktureringsvæskerne indeholder biocider som per definition er bestemt til at kunne "...ødelægge, afskrække, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere..." som f.eks. bakterier og derfor gælder der en særlovgivning for disse (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02012R0528-20140425&from=EN>).

Hyppigst anvendes enten glutaraldehyd eller MCI/MI. På nuværende tidspunkt er disse to biocider anmeldt som bl.a. produkttype 6 "Preservatives for products during storage" og produkttype 12 "Slimicides" under biocidforordningen i EU (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1062&from=EN>). MCI/MI er under vurdering af myndighederne i Frankrig, og tidsfristen for indsendelse af vurderingsrapporten for biocider anmeldt i produkttype 6 er 31.12.2019 og i produkttype 12 er 31.12.2022. Indtil da kan denne blanding anvendes som konserveringsmiddel og/eller slimicid uden begrænsning.

Gluteraldehyd er netop blevet godkendt for perioden 01/10/2016-01/10/26 på baggrund af en vurderingsrapport udarbejdet af Finland. I denne rapport står der, at gluteraldehyd kan godkendes til anvendelse i boremudder under den betingelse, at produktet mærkes. Denne mærkning skal inkludere krav om, at: 1) Gluteraldehyd koncentrationen skal måles før stoffet udledes til havvand; 2) koncentrationen i boremudder ikke overstiger 0,4 mg/L; 3) at koncentrationen ikke overstiger 4 mg/L i den ”spacer fluid”, som anvendes til at separere boremuddet fra cementen i forbindelse med boringen af brønden og 4) koncentrationen ikke overstiger 0,05 mg/L i det vand, som anvendes til at trykteste rørledninger (ECHA 2015a).

Endelig skal det nævnes, at der i fire af de 13 polske boringer også blev benyttet petroleumdestillater (CAS# 64742-48-9 og CAS# 64742-47-9).

Sammensætning af hydrauliske fraktureringsvæsker i Danmark

Sammensætningen af hydrauliske fraktureringsvæsker i Danmark er på nuværende tidspunkt ukendt og vil variere alt efter forholdene og processerne. De kan derfor i princippet indeholde et eller flere af de 1076 stoffer identificeret af US EPA. Det er dog mere sandsynligt, at de vil indeholde et af de 16 stoffer, EU Kommissionen har identificeret, og/eller nogle af de stoffer, som er brugt i England, Tyskland og ikke mindst i Polen. Skiferlaget i de polske boringer minder formodentligt mest om det danske, og fraktureringsvæskerne anvendt i Polen kan minde om den sammensætning, man ville benytte i Danmark. Boringerne i Polen er mellem 2825 og 4265 meters dybde svarende til de dybder, som det dansk skiferlag ligger i (se kapitel 2).

Bilag 2 indeholder en liste med de stoffer, der hidtil er anvendt i de polske boringer, samt stoffernes miljøprofil. Det må forventes, at væsken vil indeholde max. 1-2 % kemikalier, i samme fordeling som nævnt tidligere, samt at resten vil være vand og grus/kvarts eller andre friktionsprodukter. Den procentvise anvendelse for de tre hyppigst anvendte stoffer i USA og Polen er: methanol (72 % i USA og 100 % i Polen); saltsyre (72 % i USA og 92 % i Polen); ethylenglycol (32% i USA og 83 % i Polen).

4.2.3 Geologiens betydning for spildevandets kemiske sammensætning

Hydraulisk frakturering af Alun Skifer er foretaget i Polen, men da der ikke foreligger miljødata herfra, vil der i dette afsnit blive givet et skøn over geologiens betydning for sammensætningen af spildevand fra frakturering af Alun Skifer. Spildevandet vil umiddelbart efter fraktureringen hovedsageligt bestå af flowback vand (returskyllevand) med en sammensætning tæt på den injicerede fraktureringsvæske, men over tid vil spildevandet i stigende grad bestå af formationsvand (Kondash og Vengosh, 2015). Spildevandet vil derfor indeholde varierende mængder af fraktureringskemikalier, opløste stoffer fra skiferformationen, samt opslæmmet materiale fra den opsprækkede skifer og fra udfældninger. Gennemsnitlige spildevandsmængder er blevet opgjort for fem amerikanske skiferformationer (Kondash og Vengosh, 2015) og varierede fra 5200 m³ per brønd til 25.900 m³ per brønd med en middel for de fem formationer på 13.300 m³ per brønd. Spildevandsmængden er størst det første år, hvorefter den falder til et lavt og forholdsvis konstant niveau i de efterfølgende 6-10 år. Fordelingen mellem flowback og formationsvand for de amerikanske skifergasformationer kendes ikke, men produktionen af spildevand udgjorde det første år fra 38 % til 58 % (middel 52 %) af den totale spildevandsproduktion (Kondash og Vengosh, 2015). Formodentlig er første års spildevand en blanding af fraktureringsvæske og formationsvand, hvorimod de følgende års spildevand hovedsageligt vil bestå af formationsvand.

Salte

Saltkoncentrationen i dansk formationsvand er beskrevet i tidligere studier i forbindelse med dybe geotermiske borer. Saliniteten i formationsvandet stiger tilnærmelsesvist lineært med dybden, hvilket er typisk for sedimentære bassiner. Kloridkoncentrationen, brugt som mål for totalt saltindhold, stiger således fra ca. 0,7 M (havvand) i de øverste sedimenter til godt 5 M i 3000 meters dybde (Laier, 1989). Der findes ikke målinger af Alun Skiferens formationsvand, men tabel 12 viser en sandsynlig sammensætning af salte anslået ud fra tidligere dybe borer (Schovsbo, 2012c; Laier, 2008).

Tabel 12. Indhold af uorganiske ioner (salte) i formationsvand fra dybe onshore borer i Danmark (data fra Laier, 2008). Bemærk at enheden er i g/L.

Ion	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Br ⁻	Sr ⁺⁺
Variation	102-197	54-96	6-45	1-4	0,25-1,9	0,29-1,39	0,6-1,01
Middel	148	68	21	2,3	1,2	0,75	0,73

Ion	Fe ⁺⁺	B*	Ba ⁺⁺	Zn ⁺⁺	I ⁻	Li ⁺	As*
Variation	0,005-0,6	0,035-0,040	0,005-0,060	0,001-0,065	0,006-0,015	0,001-0,022	<0,001
Middel	0,19	0,038	0,021	0,019	0,012	0,010	<0,001

*Forskellige kemiske former.

Salte i spildevandet forventes at udgøre et væsentligt problem, som skal håndteres ved skifergasproduktion. Ved udskylningen af dybe kaverner til lagring af naturgas i Danmark er der udvasket meget store mængder salt til marine recipienter. Denne påvirkning er tidligere skønnet acceptabel for indre farvande som f.eks. Lovns Bredning ved etableringen af gaslageret ved Lille Torup (Naturstyrelsen, 2014). En mulig påvirkning af grundvand, jord og ferskt overfladevand bør derimod belyses nærmere. Det høje saltindhold vil også have konsekvenser for valget af rensningsteknologi, idet biologisk/kemiske rensningsanlæg er følsomme overfor forhøjede saltkoncentrationer, og idet ultrafiltrering eller inddampning vil føre til større mængder salt og koncentreret saltopløsning, som efterfølgende skal håndteres (se kapitel 4.3).

Uorganiske sporstoffer

Alun Skiferen er naturligt beriget i organisk materiale, reducerede svovlforbindelser og overgangsmetaller. Det må derfor forventes, at opslæmmede skiferpartikler i flowback vandet vil have en gennemsnitlig sammensætning som angivet i kapitel 2.1. Derudover vil det opslæmmede materiale indeholde spormængder af andre metaller såsom Be, Ce, Cr, Cs, Ga, La, Nb, Nd, Pb, Rb, Sr, Sc, Th, Y og Zr (Buchardt, 1997; GEUS, upublicerede data), sandsynligvis med gennemsnitsindhold i koncentrationsområdet 5-50 mg/kg fast stof. Desuden kan partiklerne indeholde As fra pyrit. Mængden af opslæmmede partikulært materiale vil være størst umiddelbart efter fraktureringen. Indholdet af opslæmmede materiale i flowback vandet varierer meget, men kunne ligge i intervallet 500-1000 mg/L (Waterworld, 2015).

Oxiderende stoffer og i mindre grad syrer i fraktureringsvæske vil kunne forøge koncentrationerne i flowback vandet, idet spormetallerne hovedsageligt er bundet i pyrit, som kan opløses ved reaktion med ilt og syrer (Gaucher et al. 2014). Det er dog ikke altid tilfældet og f.eks. Ra i baryt (BaSO₄) er ikke følsomt over for syrer og oxiderende kemikalier (Gaucher et al. 2014).

Sporstoffer i formationsvandet, og til dels i fraktureringsvæsken, er i kemisk ligevægt med den faststående skifer, og vil derfor afspejle de sporstoffer, der er til stede i formationen. Udvaskningsforsøg med modelfraktureringsvæske under iltfrie forhold og høj temperatur har vist

betydelige indhold af sporstoffer efter to dages kontakt med terræn-nære Alun Skifre fra Øland, Skåne og Bornholm (tabel 13). Skifrene er ikke nødvendigvis repræsentative for mere vestlige, dybe Alun Skifre, som repræsenterer forhold på Sjælland og Jylland.

Tabel 13. Indhold af sporstoffer i modelfraktureringsvæske inkuberet iltfrit med Alun Skifre fra Øland, Skåne og Bornholm (GEUS, upublicerede data). Alle koncentrationer er i µg/L.

Grundstof	Zn	Ni	Cu	Co	As	Mo	Se	Cr	V	Be	Pb	Cd	Hg
Variation	400-880	66-870	76-480	22-400	74-200	6,7-69	11-49	7,7-40	4,6-52	0,4-18	2,2-7,5	1,8-4,6	<0,2-2,1
Middel	636	589	214	163	120	45	25	22	21	6,6	4,9	3,3	-

Oliestoffer

Fra amerikansk skifergasproduktion rapporteres om kraftigt forhøjede koncentrationer af oliestoffer i spildevandet fra skifergasboringer (f.eks. Maguire-Boyle og Barron, 2014). Dette skyldes, at amerikanske skifre ofte har et betydeligt olieindhold i form gaskondensat og egentlig skiferolie. De danske Alun Skifre forventes derimod at være tørre skifre pga. større geologisk modenhed, hvor oliekomponenter under højt tryk og temperatur er cracket til gas (Gautier et al. 2013, se også kapitel 2). Dette betyder, at indholdet af oliestoffer i formationsvandet må forventes at være lavt, og at olieindholdet i spildevandet derfor fortrinsvis vil stamme fra boremudder og fraktureringsvæske.

4.2.4 Oversigt over forurenende stofgruppers skæbne i miljøet

Processer, skæbne og vurdering af fraktureringskemikalier i boremudder, fraktureringsvæske og flowback vand i grundvand er oversigtsmæssigt beskrevet i det følgende afsnit. Formålet er at give en baggrund for at forstå den sortering af stofferne, der er foretaget i afsnit 4.2.5, med henblik på at vurdere deres potentielle påvirkning af især grundvand. Potentielle påvirkninger på grundvand fra metan (afsnit 4.2.9), spild på jord (afsnit 4.2.10) og overfladevand (afsnit 4.2.11) er behandlet separat.

Der er en lang række processer, der har betydning for fjernelsen – skæbnen – af miljøfremmede organiske stoffers skæbne i miljøet. De væsentligste er transport, spredning (fortynding), fordampning, sorption og nedbrydning. Fordampning og sorption overfører stoffet fra en fase til en anden fase (vand-jord; vand-luft).

Da der kan ses bort fra fordampning i grundvandszonen, behandles dette ikke yderligere i nærværende sammenhæng. Sorption gør ikke stoffet mindre skadeligt eller nedsætter mængden af stof, men immobiliserer eller forsinker transporten af stoffet. Transformation eller nedbrydning betyder, at stoffer undergår en egentlig forandring. I grundvandsystemer kaldes den samlede virkning af spredning, sorption og nedbrydning (transformation) for naturlig nedbrydning. Udtrykket er en fordanskning af udtrykket ”natural attenuation”, som betyder ”naturlig dæmpning”.

Ved en vurdering af fraktureringskemikaliers skæbne i grundvand vil det være den samlede effekt, som man skal belyse for at vurdere effekten på grundvandets kvalitet. Principper og koncepter for disse vurderinger er velkendte fra risikovurdering af forurenede grunde (Miljøstyrelsen, 1998), men her accepteres effekten af fortynding og sorption ikke, så det skal der tages højde for i vurderingen. Der kan dog være stoffer, som er så immobile, at egentlig transport i grundvandszonen er irrelevant.

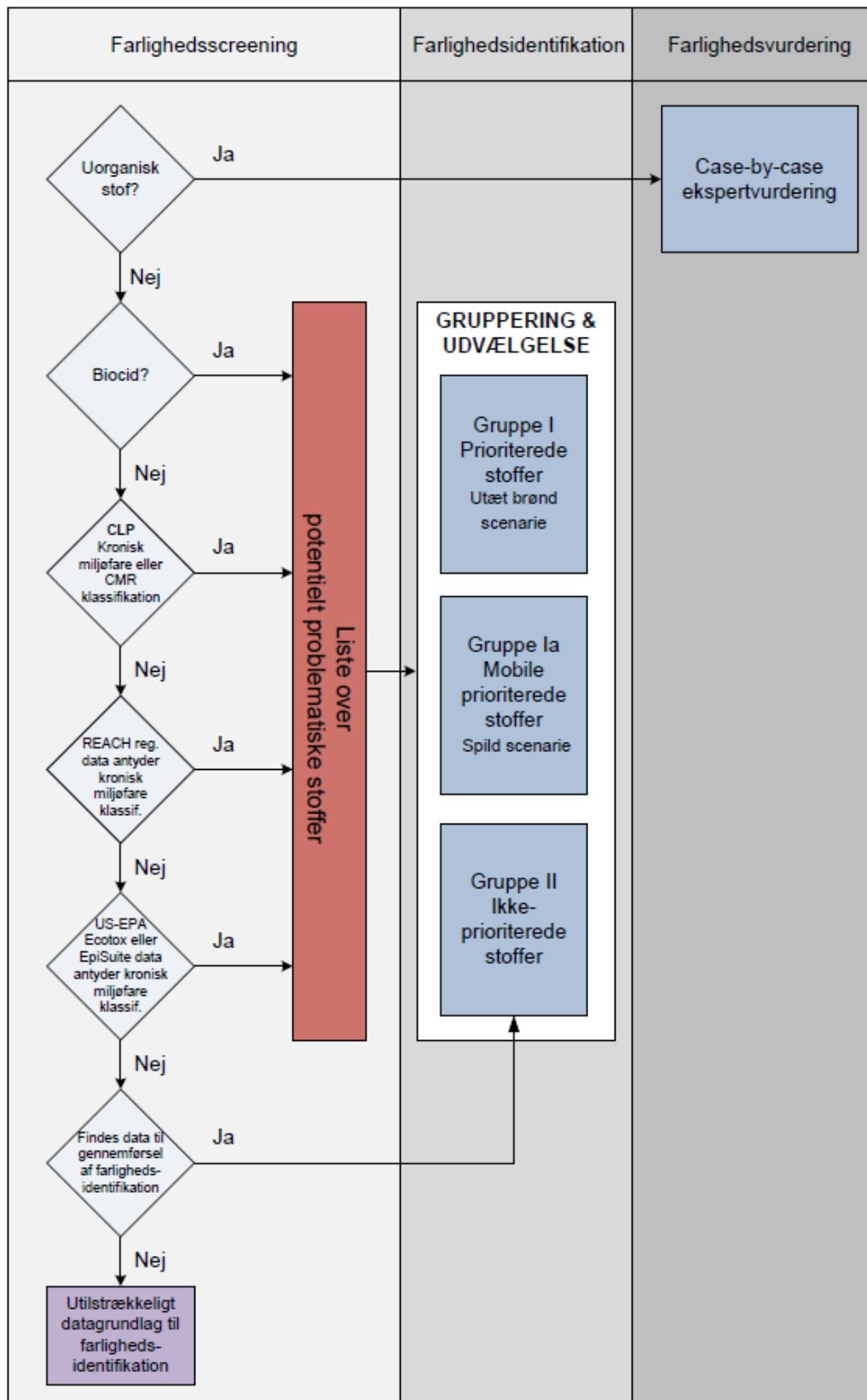
Uorganiske stoffer undergår, ud over de nævnte processer, tillige kompleksering og udfældning/opløsning. De er desuden ofte grundstoffer, som forekommer naturligt og ikke kan nedbrydes i miljøet. Vurderingen af uorganiske stoffer hviler derfor ofte på andre principper end for de miljøfremmede organiske stoffer. De er derfor frasorteret i første trin ved vurderingen i afsnit 4.2.5 og behandles separat i afsnit 4.2.8.

4.2.5 Vurdering af potentielle kemikalier og stoffer i hydraulisk fraktureringsvæske og flowback vand med særligt henblik på grundvandsforurening

Der er fokuseret på to scenarier for, at skifergaskemikalier kan ende i grundvandet:

- Der kan ske spild på overfladen (spildscenarie), hvorved stofferne kan nedsive til grundvandet.
- Der kan ske spredning pga. af manglende eller reduceret brøndintegritet (lækage ved borerøret scenarie). Stofferne vil hermed bringes i direkte kontakt med grundvandet.

For at kunne prioritere og rangordne den potentielle miljøpåvirkning i lyset af disse scenarier for de anvendte skifergaskemikalier, foretages først en farlighedsscreening af de enkelte stoffer, der bliver injiceret samt af de stoffer, der kan komme tilbage fra undergrunden med returvandet. I dette afsnit gennemgås metoden og resultatet, mens en detaljeret beskrivelse af sorteringen findes i bilag 2. Formålet med denne screening er udelukkende at identificere den potentielle miljøfare ved de enkelte stoffer/stofgrupper ud fra deres iboende egenskaber. Der tages således ikke højde for koncentrationer/mængder af stofferne eller potentielle, ikke-identificerede nedbrydningsprodukter. I den foreliggende miljøvurdering er radioaktive isotoper heller ikke inddraget, men disse behandles særskilt i afsnit 4.4. Flowdiagrammet i figur 16 er fulgt for at indele stofferne i forskellige grupper afhængigt af den tilgængelige viden om deres miljøfare. I diagrammet bliver alle uorganiske stoffer sorteret fra i første skridt, da disse bliver vurderet separat ud fra de enkelte grundstoffer og saltes egenskaber, koncentrationer og grænseværdier (se afsnit 4.2.8). Stoffer, der er biocider, har en miljøklassifikation for kronisk akvatisk giftighed eller en CMR-klassifikation (Carcinogene, Mutagene eller Reproduktionsskadelige stoffer) under den europæiske CLP forordning (Classification, Labelling and Packaging), ender på ”Listen over potentielt problematiske stoffer”.



Figur 16. Flowdiagram over sorteringen af kemikalier i fraktureringsvæske og boremudder. En uddybet beskrivelse af sorteringen kan findes i bilag 2.

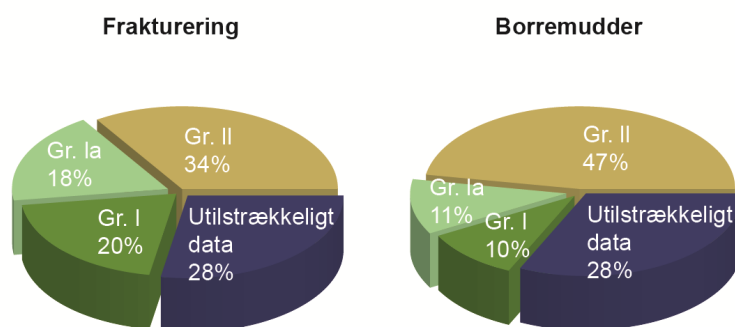
Hvis data fra stoffernes REACH-registrering eller data fra de amerikanske miljømyndigheders (US EPA) værktøj EPI Suite og ECOTOX-databasen indikerer en kronisk akvatisk miljøklassificering placeres de også på listen over potentielt problematiske stoffer. Hvis det indsamlede data ikke giver grundlag for en miljøfareklassificering, bliver stofferne vurderet at være ikke-prioriterede for den videre beslutningsproces. Alternativt kan et stof blive placeret i kategorien med utilstrækkeligt data, hvis en vurdering ikke er mulig på baggrund af det indsamlede data. Stoffer eller stofgrupper i denne kategori bliver vurderet specifikt med henblik på at beslutte, om der er grundlag for at iværksætte yderligere dataindsamling eller estimering af stofparametre/egenskaber.

De stoffer, der er identificeret som potentielt problematiske bliver yderligere fordelt i tre grupper, som følge af en ekspertvurdering med inddragelse af scenarie specifikke forhold:

- Gruppe I: Prioriterede stoffer (lækage ved boringen scenarie)
- Gruppe Ia: Mobile prioriterede stoffer (spildscenarie). Gruppe Ia er en delmængde af gruppe I
- Gruppe II: Ikke-prioriterede stoffer

Det skal bemærkes, at stoffer, der ender i gruppe II, men som er anset som potentielt problematiske ved farlighedsscreeningen, ikke skal prioriteres for den videre beslutningsproces på grund af scenarie-specifikke forhold.

Ud af de 88 organiske kemikalier identificeret på den polske liste (se afsnit 4.2.2) over fraktureringssvæske og i boremudder (bilag 2) er 29 kategoriseret som prioriterede stoffer (gruppe I), 33 som ikke-prioriterede stoffer (gruppe II), og 26 har ikke kunnet vurderes pga. manglende data. Der er frasortet 29 uorganiske kemikalier i første trin. At et stof ikke kan vurderes skyldes primært, at det ikke er klart hvilket stof, der er tale om, da det ikke har et unikt CAS nummer. Fordelingen af stofferne i de forskellige kategorier kan ses i figur 17 for hhv. boremudder og fraktureringssvæske. Resultatet af hele sorteringen og dataindsamlingen kan findes i bilag 2.



Figur 17. Oversigt over kategoriseringen af de 88 organiske kemikalier på den polske liste for fraktureringssvæske og de mest benyttede kemikalier i boremudder. Gr I er prioriterede stoffer, Gr Ia er prioriterede mobile stoffer og Gr II er ikke-prioriterede stoffer for den videre beslutningsproces.

Resultat af karakteriseringen og sortering

Resultatet af litteratursøgning af fysiske-kemiske egenskaber, bionedbrydelighed, toksicitet, klassificering og sortering af alle 117 kemikalier som potentielt kan anvendes i fraktureringsvæske og boremudder samlet i bilag 2.

Tre stofgrupper dominerer i gruppe I og Ia: Biocider, petroleumsprodukter og overfladeaktive stoffer. Biocider som glutaraldehyd, MCI/MI og kvaternære ammoniumforbindelser er kemisk meget forskellige, men de er alle specifikt udviklet til at have en biologisk effekt og er derfor generelt ikke ønskede i vandmiljøet, da de er toksiske.

Både glutaraldehyd og isothiazol biocider er hydrofile og anses som mobile i jord og er derfor i undergruppe Ia (se hele listen i bilag 2), men har til gengæld en lav tendens til at bioakkumulere. Glutaraldehyd er let nedbrydelig ved tilstedeværelse af ilt og nedbrydes aerobt til glutarsyre, som metaboliseres med 80 % omdannelse til CO₂ indenfor 30 dage. Desuden er glutaraldehyd ustabil i luft og ved eksponering til sollys (ECHA, 2015a). MCI/MI anses derimod ikke som let nedbrydeligt, selvom betydelig nedbrydning kan observeres i de standardiserede nedbrydelighedstest (ECHA, 2015b).

Petroleumsprodukterne er generelt hydrofobe, potentielt bioakkumulerbare og svært nedbrydelige under anaerobe forhold. De kan samtidig have en høj økotoksicitet, hvilket giver anledning til en kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 CLP klassifikation. Petroleumsprodukter indeholder desuden en række sundhedsskadelige urenheder som benzen og naphthalen, der gør dem uønskede i miljøet. Grundet de lange alifatiske kæder er potentiel bioakkumulerbarhed også en problemstilling for de overfladeaktive stoffer. Som for petroleumsprodukterne kan de overfladeaktive stoffer udvise en høj økotoksicitet og deres biologiske nedbrydelighed under anaerobe forhold er ofte ligeledes ukendt eller begrænset med mulighed for dannelse af uønskede nedbrydningsprodukter.

Sortering viser, at der er 13 organiske stoffer fra gruppe I med en CMR- eller en kronisk akvatisk miljøfare kategori 1 klassifikation (se tabel 14) og disse kan betegnes som særligt uønskede.

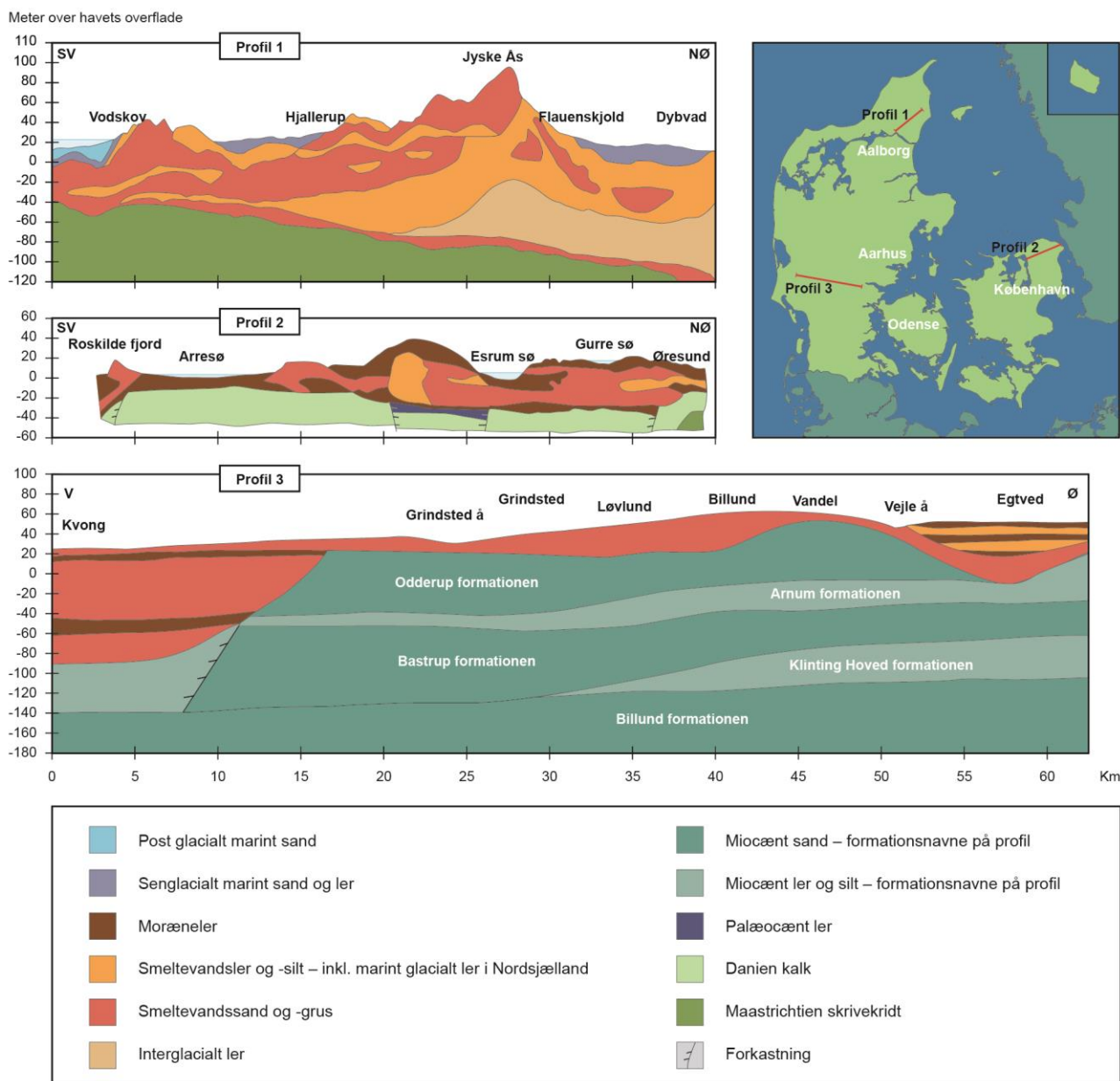
Tabel 14. Liste over prioriterede stoffer (gruppe I og Ia) som er særligt uønskede i miljøet, da de har en CMR eller kronisk akvatisk miljøfare kategori 1 CLP klassifikation.

Stofnavn	Stofgruppe	Gruppe	CAS	CLP Klassifikation
Formaldehyd	Biocid	Ia	50-00-0	Muta. 2 Carc. 1B (harmonised)
Nafta (Sasol DHR 200)	Petroleumsprodukt	I	64742-48-9	Muta. 1B Carc. 1B (harmonised)
Naphthalen (urenhed)	Petroleumsprodukt	I	91-20-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat.1, Carc. 2 (harmonised)
Phenolformaldehyd		Ia	9003-35-4	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1, Muta. 2 (notificeret)
Reaktionsprodukter af acetofenon, formaldehyd, cyclohexylamin, methanol og eddikesyre		I	224635-63-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1, Carc. 2, (notificeret)
Trinatriumnitritoltriacetat (urenhed)		Ia	5064-31-3	Carc. 2 (harmonised)
MCI/MI	Biocid	Ia	55965-84-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (harmonised)
Ethoxylet alkoholer (C12-15)	Overfladeaktiv	I	68131-39-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Dicocodimethyl kvaternær ammoniumklorid	Biocid	I	61789-77-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Ethoxylede octylphenol	Overfladeaktiv	I	9036-19-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Propylenglycol	Petroleumsprodukt	Ia	57-55-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Terpener og terpenoider	Petroleumsprodukt	I	68647-72-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Tetramethylammoniumklorid	Biocid	Ia	75-57-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)

4.2.6 Geologiske forhold og transport i grundvandszonen

I grundvandszonen vil opløste uorganiske og organiske stoffer transporteres og spredes i tre dimensioner, hvor hydrologiske, geologiske og hydrogeologiske forhold (f.eks. nedbør, geologiske lag, hydrauliske egenskaber) styrer stoffernes udbredelse og spredning. Nogle stoffer vil opføre sig konservativt og transporteres med grundvandets hastighed (advektiv transport), mens andre stoffer kan reagere og omsættes, som det er beskrevet i afsnit 4.2.4. Der kan også ske spredning ved diffusion, som styres af koncentrationsforskelle og typisk har betydning for geologiske lag med lave strømningshastigheder f.eks. moræner eller kalkformationer. Der er taget udgangspunkt i tre geologiske situationer for at belyse spredningsmekanismerne, som er relevante for potentielle fraktureringsstoffers transport og spredning i grundvandszonen (figur 18, se oversigt over Danmarks geologi i Sand-Jensen og Larsen, 2006). I Nordjylland vil de relevante grundvandsmagasiner bestå af kalkformationer, som i nogle tilfælde forekommer tæt på terræn. Ved prøveboringen ved Dybvad er kalkformationen overlejret af en tyk kvartær lagserie, og grundvandsinteresser i området er knyttet til sandlag i den kvartære lagserie (Rambøll, 2014). I Nordsjælland vil kalken være overlejret af kvartære aflejringer, som typisk består af moræner med indslag af sandlinser af mindre udstrækning. Kalkformationer er ofte stærkt opsprækkede i de øvre lag på grund af isens tryk under sidste istid. I disse zoner er grundvandshastigheden meget høj (op til flere m pr. dag). Sprækketætheden aftager med dybden, og de øverste 10-15 m af kalken er ofte de væsentligste for grundvandsindvinding (Vangkilde-Pedersen et al. 2011). I Midtjylland vil der

også være kvartære aflejringer øverst, men lagene er ofte - vest for israndslinjen ved den sidste istid - sandede smeltevandsaflejringer. Herunder findes der miocæne aflinger, som er en kompleks lagserie med både finere lermaterialer og sandaflejringer (Rasmussen et al. 2010). De primære grundvandsmagasiner i Midtjylland er dybtliggende sandmagasiner (50-100 m under jordoverfladen), som ofte har stor regional udstrækning (Sand-Jensen og Larsen 2006).



Figur 18. Oversigt over geologiske lag fra terræn til ca. 150 m under havets overflade i Nordjylland, Nordsjælland og Midtjylland. De geologiske profiler er udarbejdet af Peter Gravesen, GEUS på baggrund af følgende: Profil 1 (Fredericia, 1988); Profil 2 (Hovedstadsrådet, 1982) og Snit 3 (Rasmussen et al. 2010; Jupiter databasen, GEUS).

I kapitel 3 blev det beskrevet, at den mest sandsynlige transportvej for fraktureringskemikalier, eller back flow vand til grundvandet er tab af brøndintegritet (lækage ved borerøret, afsnit 3.3). Spredning via sprækker fra skiferlagene forekommer meget mindre sandsynligt (afsnit 3.2). Der kan også forekomme deciderede spild på jordoverfladen (se afsnit 4.2.7), så der vil ske nedsivning gennem de øvre lag ned til grundvandszonen (vandmættede forhold). Omfanget af disse spild er

svære at vurdere, men der vil i sådanne tilfælde formentlig ske en umiddelbar oprensning, hvis spildet registreres. Vurderingen af en eventuel påvirkning af jordmiljøet er behandlet i afsnit 4.2.10.

Hvis der sker en nedsivning til grundvandsmagasinet (spildscenarie) vil spredningen i grundvandet ikke adskille sig fra spredningen ud fra lækage i borerøret (tab af brøndintegritet scenarie). I det følgende ses derfor udelukkende på spredning i de tre hovedtyper af aflejringer (kvartære eller miocæne sandaflejringer, moræneler, og kalkformationer) under vandmættede forhold (figur 18). Der antages, at forureningen tilføres grundvandszonerne fra en lækage i borerøret under fraktureringen, så der er tale om en punktformig forureningskilde.

Transporten i sandlagene er styret af advektiv transport, og der vil være høje og meget variable grundvandshastigheder (10-100 m/år). Spredning fra en punktformig forurening i en sandaflejrung vil være meget begrænset på tværs af strømningsretningen, så der vil kunne være en meget lille fortynding. Transporten i moræneleren vil være meget langsom, hvis der ikke forekommer sprækker eller er kontakt med sandlag indlejret i moræneleren. Der kan fra sprækker og sandlag ske diffusion ind i morænelersmatricen. Dette betyder, at moræneleren kan lagre forureningsstoffer og en evt. senere frigivelse vil tage meget lang tid. I kalkformationer er transporten i matricen også langsom. Den primære transport sker i sprækker, hvorfra der også kan ske diffusion ind i kalkmatricen. I sprækkezoner er grundvandshastigheden ofte meget høj (op til flere m pr. dag). Spredningen i kalkmagasiner fra en punktformig forurening er mere uforudsigelig end for en sandaflejrung. Der kan ligesom for moræneler lagres forureningsstoffer i kalkmatricen på grund af diffusion fra sprækkesystemer.

4.2.7 Mulige miljøpåvirkninger af miljøfremmede organiske stoffer i grundvandsmagasiner

Der eksisterer kun grundvandskvalitetskriterier for to af de 88 miljøfremmede stoffer (bilag 2). Naphthalen har som andre olie- og benzinstoffer et kvalitetskriterium på 1 µg/L. Isopropanol har grundvandskvalitetskriterium på 10 µg/L. Biocider vil formentlig skulle håndteres svarende til pesticider, hvor kvalitetskriteriet i grundvand er 0,1 µg/L. For alle øvrige stoffer skal der etableres et grundvandskvalitetskriterium, hvilket kræver en særskilt vurdering med fokus på de humantoksikologiske egenskaber. Forventningen vil være, at de fleste stoffer i tabel 14 ved sådan en vurdering vil få tildelt grundvandskvalitetskriterier, som er i ng/L til µg/L koncentrationsniveau.

De miljøfremmede stoffer i fraktureringsvæske og returvand vil forekomme i koncentrationer fra ng/L-mg/L (Michalski og Ficek, 2015). I bilag 2 er beregnet koncentrationer for naphthalen (<1 mg/L) og isopropanol (133 mg/L) for en konkret fraktureringsvæske brugt i en polsk boring. Eksemplet viser, at det vil kræve en fortynding på mindst 100-10000 gange for naphthalen og isopropanol for at nå ned på grundvandskvalitetskriteriet.

Fortyndingen i grundvandet vil som tidligere beskrevet ved ”tab af brøndintegritetsscenariet” være meget begrænset, så fortynding alene kan sandsynligvis ikke bringe koncentrationer ned under de forventede acceptable koncentrationer i grundvandet. Desuden vil det grundlæggende være i strid med praksis inden for jordforureningsområdet, hvis fortynding er den eneste dæmpningsmekanisme. Der skal således ske en meget betydelig nedbrydning, hvis koncentrationerne skal være acceptable ud fra eksisterende eller forventede grundvandskvalitetskriterier.

Vurderingen af nedbrydningen i grundvandszonen er vanskelig, da de fleste stoffer i forbindelse med deres godkendelse ofte er testet under forhold, som ikke repræsenterer de naturlige forhold i et

grundvandsmiljø (se afsnit 4.2.5). I grundvandszonen er der ganske få bakterier tilstede, begrænset adgang til næringssalte og elektronacceptorer (f.eks. ilt, nitrat, jern (III), sulfat og kuldioxid; Christensen et al. 2000). Der kan ske fuldstændig nedbrydning til kuldioxid, salte og vand, som er harmløse forbindelser. Der kan også ske ophobning af mellemprodukter, hvis den fuldstændige nedbrydning ikke sker. Disse mellemprodukter kan være mere problematiske end moderstofferne, men er for flere af fraktureringskemikalierne ikke beskrevet (se afsnit 4.2.4), da nedbrydningsvejene er ukendte.

Skæbnen af et stof afhænger i høj grad af redoxforholdene i undergrunden, da mange stoffer kun er nedbrydelige under visse redoxforhold. Desuden er der en række afledte effekter. Letnedbrydelige stoffer vil ved forbrug af f.eks. ilt under nedbrydningen ændre redoxforholdene, så deres nedbrydning kan gå i stå eller andre stoffer ikke kan nedbrydes under de iltfattige (anaerobe) forhold. Samtidigt kan ændringer i redoxforhold have essentiel betydning for de geokemiske processer, som styrer skæbnen af de uorganiske stoffer (se næste afsnit).

Sorteringen af de 88 miljøfremmede organiske stoffer i afsnit 4.2.5 (bilag 2) viser, at ca. 1/3 af stofferne i boremudder og fraktureringsvæske er vurderet som letnedbrydelige ved tilstedeværelsen af ilt, i henhold til OECDs test guidelines 301 for let bionedbrydelighed (OECD, 1992). De resterende 2/3 af de 88 stoffer er ikke nedbrydelige under tilstedeværelse af ilt, eller deres nedbrydelighed er ikke kendt. At et stof er letnedbrydeligt under tilstedeværelse af ilt, siger imidlertid ikke noget om dets nedbrydelighed under de betingelser, som forventes i grundvandet (færre bakterier, ingen ilt). I Van Stempvoort og Roy (2011) er der foretaget en opsummering af litteraturen omkring en række relevante kemikaliers skæbne i grundvand. Overordnet er vidensniveauet meget begrænset, og vurderingerne er ofte baseret på studier fra andre miljøer end grundvand og/eller laboratorieforsøg. Der findes også beregningsmodeller, der kan estimere anaerobe nedbrydningsrater, men igen er relevansen mht. forholdene i dansk grundvand uvis. Det må forventes, at en væsentlig del af de såkaldte letnedbrydelige stoffer vil være sværere at nedbryde, når der ikke er ilt til stede. Der er også en tendens til dannelse af mere stabile nedbrydningsprodukter under anaerobe forhold. Van Stempvoort og Roy (2011) refererer f.eks. et forsøg med nedbrydning af glutaraldehyd i flodsedimenter, hvor der sker dannelse af et persistent nedbrydningsprodukt under anaerobe forhold.

Samlet set betyder dette, at skæbnen af miljøfremmede stoffer er meget vanskelig at vurdere, men tilførsel af disse stoffer til grundvandet vil med stor sandsynlighed medføre en ændring af redoxforholdene og en uacceptabel forringelse af grundvandskvaliteten. Da spredningen og dermed fortyndingen vil være meget begrænset kan stofferne bibeholdes i høje koncentrationer i afgrænsede områder på trods af en eventuel nedbrydning. I moræneler og kalkformationer kan der desuden ske opmagasinering i matricen, så stofferne vil være til stede i grundvandsmagasinerne i en meget lang årrække.

Det springende punkt for vurderingen af de prioriterede fraktureringskemikaliers påvirkning af grundvandsmagasiner er altså ikke alene usikkerheden om deres skæbne, da de, på trods af en eventuel nedbrydelighed for visse af stofferne, vil være til stede i grundvandet i uacceptable koncentrationer, hvis de tilføres grundvandet ved lækage. Usikkerheden er derimod relateret til risikoen for tab af brøndintegritet (udslip fra boringen i grundvandszonen), som er diskuteret i kapitel 3.3.

4.2.8 Mulige påvirkninger fra uorganiske stoffer i grundvand

Spildevand fra hydraulisk frakturering har et højt indhold af uorganiske stoffer, det vil sige salte på opløst form. De uorganiske stoffer nedbrydes ikke, men deres mobilitet bliver påvirket af en eller flere af processerne beskrevet nedenfor. Nogle processer tilbageholder stofferne, mens andre gør dem mere mobile. Alle processerne foregår samtidigt i større eller mindre grad og er koblet til hinanden, hvilket gør det vanskeligt at forudsige nettoresultatet ved en grundvandsforurening.

Ved en kortvarig tilførsel til grundvandet vil mange uorganiske stoffer først bindes til grundvandssedimentet og derefter langsomt frigives i et større vandvolumen. Det betyder, at koncentrationerne i grundvandet ikke nødvendigvis overskrider grænseværdierne for drikkevand. Tilbageholdelsen kan ske ved mineralreaktioner, ionbytning og overfladekompleksring. Processerne er detaljeret beskrevet af Apello og Postma (2005).

Mineralreaktioner er i dansk grundvand relevant for forbindelser med lav opløselighed, typisk karbonater, sulfater, sulfider og fosfater. Der kan dannes specifikke mineraler f.eks. baryt (BaSO_4) og zinkspat (ZnCO_3), hvis stofferne findes i meget høje koncentrationer. Ved grundvandsforureninger er koncentrationerne af uorganiske sporstoffer oftest for lav til, at der dannes specifikke mineraler. I stedet kan sporstofferne indgå som urenheder ved udfældning af andre mineraler i grundvandszonen. Hvis der f.eks. udfælder siderit (FeCO_3), kan der ske en samtidig indbygning af mange uorganiske sporstoffer f.eks. Ba, Sr, Zn og Ni. Hvis pyrit (FeS_2) udfælder, kan f.eks. As, Ni, Co og Cd indbygges. I nogle tilfælde kan stofferne blive optaget i eksisterende mineraler, f.eks. kan Cd bevæge sig ind i kalcit (CaCO_3) (Stipp et al. 1992). Opløselighedsprodukterne er kendt for de fleste rene mineraler, men desværre er der ikke data for, hvordan optaget af urenheder sker i grundvandsmagasiner.

Ionbytning i grundvandet er en proces hvor løst-bundne kationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , mfl.) i lermineraler, bytter ud med hinanden når forholdet mellem ionerne i vandet omkring lermineralerne ændrer sig. Ved en forurening med vil de kationer, der optræder i forhøjede koncentrationer, tilbageholdes, idet de vil bytte med de kationer der naturligt er bundet til sedimentet. Nettoresultatet er, at koncentrationen i grundvandet bliver lavere end uden ionbytning. Når forureningskilden aftager i styrke, og koncentrationen i grundvandet aftager, vil ionbytningen frigive kationerne igen og på den måde virke som en buffer, der lægger en dæmper på de høje koncentrationer ved at fordele forureningen i et større vandvolumen over længere tid. Naturligt sediment binder ioner forskelligt, og det er derfor svært at modellere tilbageholdelsen på forhånd.

Overfladekompleksring er en binding til mineraler med stor overflade, især Fe-oxider men også Mn-oxider og lermineraler. Mineraloverfladerne har ioner som mangler noget at binde sig til, og der opstår derfor bindinger til ioner i vandet, såkaldte overfladekomplekser. Hvad der bliver bundet vil afhænge af hvor mange ioner, der er i vandet, og hvor stærke bindinger der er i overfladekomplekserne. Da H^+ og OH^- også indgår i konkurrencen, om pladserne på mineraloverfladerne betyder det, at pH i opløsningen har stor betydning for, i hvor høj grad andre ioner danner overfladekomplekser. Ligesom ved ionbytning vil overfladekompleksringen virke som en buffer. Der er opstillet forskellige modeller baseret på enkeltmineraler til at beskrive overfladekompleksringen, men det har vist sig vanskeligt at overføre modellerne til naturlige systemer (Jessen et al. 2012).

De tre ovennævnte processer vil medføre en tilbageholdelse af mange uorganiske stoffer, mens kompleksering i vandfasen og kolloidtransport kan fremme mobiliteten.

Kompleksering i vandfasen øger opløseligheden af mange uorganiske sporstoffer. F.eks. kan en del Cd(II) ved høje klorid (Cl^-) koncentrationer findes som CdCl^+ og CdCl_2^0 komplekser. Der kan også ske kompleksering mellem opløst organisk stof og kationer.

Kolloid transport kan foregå, hvis stofferne bindes til kolloider, dvs. partikler der er så små, at de kan transporteres med grundvandet. Efterhånden som kolloiderne transporteres vil de blive filtreret fra af sedimentet. I væsker med høj ionstyrke, hvilket er typisk for fraktureringsspildevand, vil kolloiderne bevæge sig længere før de bliver bundet til sedimentet. Kolloidtransport er især relevant i opsprækket kalk og til dels i opsprækket ler, hvor vandstrømningen i sprækkerne er hurtigere og filtreringen mindre sammenlignet med et sandmagasin.

Redoxprocesser i grundvandsmagasiner forekommer generelt når oxiderede og reducerede stoffer forekommer så tæt på hinanden at de kan reagere. Når organisk stof nedbrydes af mikroorganismer i grundvandsmagasiner forbruges ilt og nitrat, og Fe- og Mn-oxider reduceres. Det indebærer at organiske stoffer fra fraktureringsvæsken eller organisk stof frigivet fra formationen til spildevandet, kan reducere Fe- og Mn-oxider, der ellers ville binde og immobilisere uorganiske sporstoffer. Reduktionen af Fe- og Mn-oxider kan også medføre en frigivelse af sporelementer der naturligt findes bundet til Fe- og Mn-oxider i sedimentet. Reduktion af Fe-oxider vil ofte medføre Fe^{2+} koncentrationer der er høje nok til at der udfældes siderit (FeCO_3) hvori der kan indbygges sporelementer som urenheder. Mikrobiel omsætning af organisk stof kan også medføre at sulfat reduceres til sulfid. Da de fleste af sporstofferne fra skiferen (As, Zn, Ni, Cu, Co, Mo, Pb, Cd, Hg) danner tungtopløselige sulfider, kan der ske en tilbageholdelse af disse. Sandsynligvis ikke som rene sulfider af stofferne, men mere sandsynligt som urenheder i den pyrit, der dannes, når sulfid reagerer med Fe-oxider og med Fe^{2+} . For enkelte uorganiske stoffer påvirkes mobiliteten direkte af redoxprocesser i grundvandszonen. Når Cr f.eks. under reducerede forhold optræder som Cr(III) danner det tungtopløseligt $\text{Cr}(\text{OH})_3$, hvorimod den oxiderede Cr(VI) er meget opløselig og mobil. Tilsvarende er Mo(II) mindre mobil end Mo(V) og Mo(VI). I de fleste grundvandssystemer er As(III) også mere mobil end As(V).

Tabel 15 giver et overblik over i hvor høj grad de forskellige processer påvirker de uorganiske stoffers mobilitet.

Tabel 15: Oversigt over processer i grundvand der kan påvirke relevante uorganiske stoffer.

	Cl ⁻	Br ⁻	I ⁻	SO ₄ ²⁻	Li ⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Be ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Sr ⁺⁺	Ba ⁺⁺	B ^{III}	V ^{III}	Cr ^{VI}	Mo ^{VI}	Fe ⁺⁺	Co ⁺⁺	Ni ⁺⁺	Cu ⁺⁺	Zn ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Hg ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Se ^{IV}	As ^V	
Tilbageholdelse																												
Mineralreaktioner				*						***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Ionbytning					*	*	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Overfl.kompleksring						*	*		***	*	*	*	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Reduktion				***											***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Oxidation																												***
Udfældning siderit/pyrit				***												***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Mobilisering																												
Kompleksring										***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
kolloid transport ^a								***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Reduktion																												***
Oxidation								***							***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Red. Fe-,Mn-oxider													***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	^a oxyanioner				^{III} divalente kationer og oxyanioner										^{VI} trivalente kationer og oxyanioner				^b primært sprækker / relateret til partikelbinding									

For mange uorganiske stoffer er der opstillet lovfæstede eller anbefalede grænseværdier for deres indhold i drikkevand. Grænseværdierne afspejler oftest stoffernes toksicitet, f.eks. sporstoffer som bly (Pb^{++}), men kan også afspejle, at høje koncentrationer gør vandet uanvendeligt til drikkevand,

f.eks. klorid (Cl^-). Begge dele vil være problematiske, hvis grænseværdierne overskrides ved et udslip til grundvandet. Uafhængigt af stoffernes mobilitet kan man vurdere i hvor høj grad de forskellige stoffer udgør en risiko for grundvandet ved at sammenligne de værdier, der er opstillet i tabel 12 og 13 med de grænseværdier eller anbefalede værdier, der findes for drikkevand. Denne sammenstilling fremgår af tabellerne 16 og 17. På baggrund af sammenstillingen kan stofferne opdeles i:

- Normalt ikke-toksiske stoffer der på grund af den høje koncentration alligevel kan give problemer, hvis de påvirker en grundvandsindvinding (angivet med lilla i tabellen)
- Toksiske stoffer der optræder i lave koncentrationer, som derfor med stor sandsynlighed ikke vil forårsage problemer, men pga. det lave vidensniveau mht. hvilke koncentrationer stofferne vil optræde i bør de indgå i monitoreringen (angivet med brunt i tabellerne).
- Toksiske stoffer der optræder i koncentrationer, der er så høje sammenlignet med grænseværdier og anbefalede værdier for drikkevand, så de kan udgøre et problem i vandforsyningssammenhæng (angivet med rødt i tabellerne)
- Toksiske stoffer der normalt fjernes ved vandbehandlingen på vandværker, men hvis vandet anvendes som drikkevand uden behandling kan være kritisk (angivet med blå i tabellen).

Tabel 16. Indhold af salte i formationsvand fra dybe onshore borer i Danmark (data fra Laier, 2008) samt grænseværdi fra Drikkevandsbekendtgørelsen (2014), eller hvis der ikke findes en værdi her, anbefalede værdier fra WHO (2011) eller US EPA (2012d). Ud fra forholdet mellem middelinholdet og grænseværdien er der brugt farver til at vise en opdeling mht hvor kritiske stofferne er.

Ion (g/l)	Cl^-	Na^+	Ca^{++}	Mg^{++}	K^+	Br^-	Sr^{++}
Middel ^x	148	68	21	2,3	1,2	0,75	0,73
grænseværdi	0,25	0,175	2,5	0,05	0,1	0,002	0,004
Middel/"værdi"	592	389	8	46	12	375	183

Ion (g/l)	Fe^{++}	B^*	Ba^{++}	Zn^{++}	I^-	Li^+	As^*
Middel ^x	0,19	0,038	0,021	0,019	0,012	0,01	0,0005 [‡]
Grænseværdi	0,0003	0,006	0,0007	0,005	0,0001**	0,1 [§]	0,00001
Middel/grænseværdi	633	6	30	4	120	0,001	50

^xVariationen (se tabel 12) omfatter værdier der kan være op til 3 gange højere end middelværdien.

*Forskellige kemiske former. ** Skønnet ud fra WHO – som ikke giver en grænse

[‡]Sat til halvdelen af detektionsgrænsen på 0,001 g/l.

§ skønnet udfra US EPA værdi på 20 mg/kg/dag: 10 mg/L svarer til et 10 kg barn der drikker 2 liter/dag.

BRUN kritisk pga lave "grænseværdier"

LILLA kritisk pga de høje koncentrationer

RØD kritisk pga lave "grænseværdier" og relativt høje forventede koncentrationer

BLÅ kritisk pga lave "grænseværdier" - men forudsætter enkeltforsyning el. lign. med reduceret vand

Tabel 17. Indhold af sporelementer i modelfraktureringsvæske inkuberet iltfrit med Alun Skifre fra Øland, Skåne og Bornholm (GEUS, upublicerede data). Grænseværdi fra Drikkevandsbekendtgørelsen (2014) eller anbefalede værdier fra WHO (2011) eller US EPA (2012d).

Grundstof (µg/l)	Zn	Ni	Cu	Co	As	Mo	Se	Cr	V*	Be	Pb	Cd	Hg
Middel ^x	636	589	214	163	120	45	25	22	21	6,6	4,9	3,3	1
Grænseværdi	5000	20	2000	5	10	20	10	50	50*	10	10	5	1
Middel /grænseværdi	0,13	29	0,11	33	12	2,3	2,5	0,44	0,42	0,66	0,49	0,66	1

^xVariationen (se tabel 13) omfatter værdier der er op til 3 gange højere end middelværdien.

*ingen værdi fundet - sat til værdien for Cr

BRUN kritisk pga. lave "grænseværdier"

RØD kritisk pga. lave "grænseværdier" og relativt høje forventede koncentrationer

Udover stofferne i tabel 16 og 17 som frigives fra formationen og formationsvandet, er der en hel række uorganiske stoffer der bliver tilsat ved fremstilling af fraktureringsvæsken og boremudderet. Disse stoffer med deres CAS numre og fareklassifikation er listet i bilag 2, tabel 5. I den reducerede tabel 18 er kun medtaget de stoffer der er relevante i relation til grundvandet. De stoffer der er taget ud er enten allerede tilstede i grundvandet i høje koncentrationer, eller så uopløselige at de ikke vil frigive kritiske koncentrationer. Koncentrationerne er beregnet ud fra de maksimalt tilsatte mængder for en given komponent i sammensætningerne af fraktureringsvæsken opgivet for polske borer i IOGP (2015). Udover de kategorier der er brugt i tabellerne 16 og 17 er der angivet et **X** i sort eller rødt for at vise, at stofferne er meget reaktive og må formodes at reagere hurtigt i kontakt med mineraler og organisk stof i grundvandszonen og derfor ikke kan forventes at blive transporteret særligt langt. For nogle af komponenterne er det angivet, at de ikke er kritiske, dog skal man være opmærksom på, at nogle komponenter findes i flere af de anvendte stoffer. For eksempel er mængden af klorid der kommer fra den mængde natriumklorid der tilsættes uproblematisk, mens den mængde klorid, der i en af fraktureringsvæskerne er anvendt i form af saltsyre, er så høj at det kan være problematisk i forhold til en vandforsyning afhængig af, hvor stor en fortynding der sker.

Tabel 18: Stoffer der bruges i fraktureringsvæsker og boremudder. De angivne koncentrationer er for fraktureringsvæsker brugt i Polen fundet i IOGP (2015). Grænseværdier mm. som tabel 17.

	Kritisk opløselig komponent	Maximalt tilsat mængde	Konc. mg/L af kritisk komponent	Grænsev. Drikkev. mg/L	Konc./ grænsev.	Vurdering af grundvands-effekt
Ammoniumhydrogensulfit (30-60 %)	NH ₄ ⁺	?	?	0,05		BLÅ
	SO ₃ ²⁻	?	?	?		X
Ammoniumpersulfat	NH ₄ ⁺	0,0221	35	0,05	700	BLÅ
	S ₂ O ₈ ²⁻	-	186	?		X
Bariumsulfat	Ba ^{2+****}	?	0,036	0,7	0,05	BRUN
Borsyre	BO ₃ ⁻	0,414	3789	6	632	RØD
Colemanit (CaB3O4(OH)3·H2O)	BO ₃ ⁻	0,0011	2	6	0,33	ikke kritisk
Colemanit/Ulexit*****	BO ₃ ^{-*****}	0,15	260	6	43	RØD
Kobberklorid	Cu ²⁺	0,0006	3	2	1,7	ikke kritisk
Saltsyre 15 %	Cl ⁻	0,202	300	250	1,2	ikke kritisk
Saltsyre	Cl ⁻	0,77	3200	250	12,8	LILLA
	H ⁺	pH=1,05	0,089	mol/l		X
Magnesiumnitrat	NO ₃ ⁻	0,0096	27	50	0,55	ikke kritisk
Kaliumkarbonate – PHA101	K ⁺	0,067	260	0,1	2600	RØD
Kaliumklorid	K ⁺	3,33	17500	0,1	175000	RØD
	Cl ⁻		15800	250	63	LILLA
Kaliumhydroxid	K ⁺	0,001	7	0,1	70	RØD
Kaliumiodid	K ⁺	0,003	7,1	0,1	71	RØD
	I ⁻	-	22,9	0,1	229	RØD
Natriumhydrogensulfit	HSO ₃ ⁻	0,00423	33	?		X
Natriumbromat	BrO ₃ ⁻	0,058	492	0,01	49160	X X
Natriumklorat	ClO ₃ ⁻	0,0066	52	0,05	1035	X X

Natriumklorid	Cl ⁻	0,00692	40	250	0,16	ikke kritisk
Natriumklorit	ClO ₂ ⁻	?	?	0,05		X X
Natriumhydroxid	Na ⁺	0,826	4750	175	27,14	LILLA
	OH ⁻	pH=13,3	0,2065	mol/l		X
Natriumhypoklorit	ClO ⁻	0,008	2,0	0,05	40	X X
Svovldioxid (<1 %)	SO ₂	?	?	?		X
Ulexite (NaCaB ₅ O ₆ (OH) ₆ •5(H ₂ O))	BO ₃ ⁻	0,033	40	6	7	ikke kritisk
* Ikke relevant for grundvand **Komponenten findes allerede i store mængder/høje koncentrationer ***Lav opløselighed ****Beregnet ud fra ligevægt med baryt i havvand *****Ved beregningen er det antaget at der er tale om ren colemanite						

BRUN

kritisk pga lave "grænseværdier" eller kendt toxicitet

LILLA

kritisk pga de høje koncentrationer

RØD

kritisk pga lave "grænseværdier" og relativt høje forventede koncentrationer

BLÅ

kritisk pga lave "grænseværdier" - forudsætter enkeltforsyning el. lign. med reduceret vand

GRØN

med stor sandsynlighed ikke kritisk for grundvand

?

ukendt værdi

X

kritisk men reagerer og neutraliseres formodentlig i blandingen eller i grundvandszonen

X X

kritisk pga lav grænseværdi men reagerer og neutraliseres formodentlig i blandingen og/eller i grundvandszonen

Udover de uorganiske stoffer fra tabel 13 og 14 er der i bilag 2 angivet en koncentration af $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ på ca. 0,002 % som i opløsningen svarer til en koncentration på ca. 5 mg/L NH_4^+ og 15 mg/L SO_4^- . Grænseværdierne for drikkevand er 0,05 mg/L NH_4^+ og 250 mg/L SO_4^- , men da meget NH_4^+ fjernes ved vandbehandling vil det i lighed med Fe^{2+} primært være et problem i enkeltforsyninger.

4.2.9 Mulige påvirkninger af metan i grundvand

Metan i dansk grundvand: Forekomst og oprindelse

Metan i grundvand er et almindeligt fænomen i nogle egne af Danmark, særligt i Vendsyssel og i Nordsjælland, hvor vandet kan være mættet med metan. Andre steder i landet kan metan træffes lokalt og som regel i lavere koncentration. Den naturlige forekomst af metan i det danske grundvand er vist i figur 19.

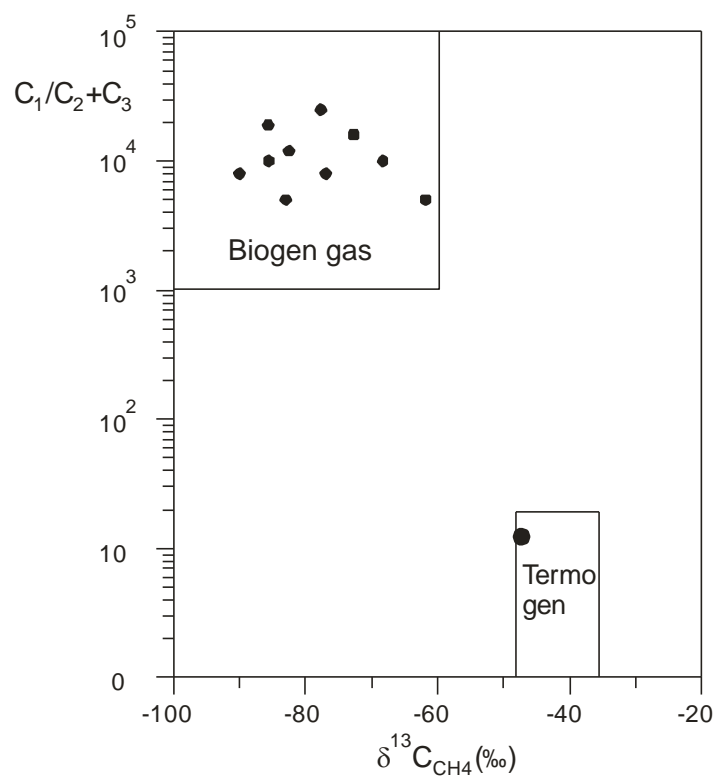
Metan dannes ved nedbrydning af organisk materiale enten bakterielt eller termokatalytisk ved høje temperaturer og tryk. Det naturlige metan i grundvandet er dannet af bakterier. Skifergas indeholder termogen metan, der er dannet dybt i undergrunden. Under danske forhold indikerer termogen metan i grundvandet en lækage f.eks. fra en dyb boring, en gasledning eller lignende.

Grundvandets naturlige metanindhold har stor betydning for, hvordan sporing af eventuelle udslip af skifergas bedst tilrettelægges og udføres. Hvis grundvandet er fri for metan eller kun indeholder spor af naturligt metan, kan sporing af termogen metan i første omgang foregå ved overvågning af metan koncentrationen, som det f.eks. foregår ved overvågningen af det 1500 m dybe naturgaslager ved Stenlille, 70 km sydvest for København. Mindre eller ”langsomme” udslip kan dog være vanskelige at spore, hvis ilt er til stede, fordi metanen omsættes af metanoxiderende bakterier.

Er det naturlige metanindhold højt må man benytte mere avancerede metoder til at spore den termogene metan fra skifergas. Isotopmålinger af metanen dvs. forholdet mellem ^{13}C og ^{12}C (udtrykt som $\delta^{13}\text{C}$) vil være egnet, idet biogen metan typisk har værdier på -60 til -90 promille, hvorimod termogen metan ligger på omkring -30 til -50 promille (Bernard et al. 1978; Faber og Stahl, 1984). Termogen gas indeholder udover metan også mindre mængder af etan og propan, hvorimod bakterier kun producerer metan. Hvis man måler forholdet mellem metan og etan+propan ($\text{C}_1/(\text{C}_2+\text{C}_3)$) har man derfor en følsom metode til at påvise termogen skifergas, idet forholdet for biogen metan ligger på 10^3 til 10^5 , hvorimod det for termogent gas ligger omkring 10^0 til 10^2 (Bernard et al. 1978; Faber og Stahl, 1984). Figur 20 viser, at man får en meget klar adskillelse af termogen og biogen metan, hvis man i en graf afbilder $\text{C}_1/(\text{C}_2+\text{C}_3)$ forholdet mod isotopforholdet $\delta^{13}\text{C}$ (Bernard et al. 1978; Faber og Stahl, 1984).



Figur 19. Fund af metan i dansk grundvand 2004-2014. Maksimale koncentrationer målt i Grundvandsovervågningen (mg/L).



Figur 20. Eksempel på overvågning. Gassen i Stenlille Naturgaslager ligger i det termogene felt, mens den ringe mængde metan i grundvandet over gaslageret ligger i det biogene felt. (Laier, 2012).

Mulige påvirkninger af metan i grundvand fra skifergasproduktion

På mange danske vandværker fjernes metanen i forbindelse med iltningen af grundvandet. Behandlingen foregår ved at lade vandet risle ned over en trappeformet opbygning eller ved at gennemblæse vandet, så metanen overføres til luftfasen. Ved denne behandling iltes vandet og samtidig overføres (udluftes) metan til luften. Er metanindholdet i grundvand over 5 mg/L, skal vandværket foretage særlig beluftning af vandet, før det sendes til forbrugerne.

Metan har en lav opløselighed i vand (28-30 mg/L ved 1 atm, 10 °C), og normalt betragtes metan i grundvand og i drikkevandsboringer ikke som en direkte sundhedsfare for mennesker i forbindelse med indtag. Ved forekomst af metan i grundvand og i drikkevand kan metan oxideres af bakterier, hvilket kan føre til reducerede iltforhold. Lave iltforhold kan føre til øget opløsning og mobilitet af metaller, hvoraf nogle kan være problematiske for menneskers sundhed (se afsnit 4.2.8). Hertil kommer, at anaerobe bakterier, der lever under iltfrie forhold, kan reducere sulfat til sulfid, som kan give problemer både i forhold til vand- og luftkvalitet.

Selv om metangas ikke i sig selv er giftig, kan høje koncentrationer af gassen udgøre en fare for kvælning på steder, hvor gassen får lov at akkumuleres f.eks. i bygninger eller områder med dårlig ventilation. Udsættes mennesker for en iltfattig atmosfære (en atmosfære med mindre end 19,5 % ilt) kan det give svimmelhed, kvalme, opkast, tab af bevidsthed og død. Meget lave iltkoncentrationer (mindre end 12 %) kan føre til bevidstløshed og død. Dertil kommer at metan er brandbart og eksplosiv. Ved opblanding af metan i luft i koncentrationer på mellem 5 % til 15 % og ved tilstedeværelse af en antændelseskilde er der en umiddelbar risiko for brand eller eksplosion.

Som nævnt har metan en relativ lav opløselighed i vand ved atmosfærisk tryk. Opløseligheden af metan stiger imidlertid med øget tryk, hvilket betyder, at opløseligheden af metan i grundvand vil stige med dybden under jordoverfladen. Dette betyder, at vand fra dybtliggende vandførende lag kan indeholde opløst metan i en koncentration meget højere end 28 mg/L. Når vandet løftes op igennem undergrunden til et stadigt lavere tryk (endeligt atmosfærisk tryk) vil overskydende metan frigives til luften. Såfremt at metanfrigivelsen sker til et lukket rum, kan det føre til forhøjede koncentrationer af metan og dermed fare for eksplosion og kvælning. De amerikanske myndigheder har fastsat to niveauer for risiko: advarsel om risiko ved et metanindhold i vand på over 10 mg/L og krav om øjeblikkelig handling ved et metanindhold på 28 mg/L (Eltschlager et al. 2001).

I forbindelse med indvinding af skifergas ved hydraulisk frakturering har der været en udbredt bekymring for udslip og transport af metan til grundvandsreservoirer og drikkevandsboringer. Der har særligt i medierne været en række historier fra USA om metanindhold i drikkevand i en størrelse så vandet fra vandhanen kunne antændes. Disse høje metanindhold blev sat i forbindelse med nærliggende skifergasindvindingsaktiviteter. Sidenhen har der været udført en række undersøgelser af forekomsten af metan i grundvand og grundvandsboringer (US EPA, 2015b; Stray gas, 2012; Jackson et al. 2013a,b) samt udviklet analytiske metoder til at spore metangassens oprindelse (som omtalt i tidligere afsnit).

Der er identificeret flere potentielle muligheder for udslip og spredning af metan fra skifergas til overliggende grundvandsreservoirer. Metan kan transporteres på opløst form eller som gas (bobler). Ved transport på gasform vil transporten være opadrettet pga. af boyancy effekter (opdrift), mens transporten på opløst form ikke vil adskille sig fra transport af andre opløste stoffer (afsnit 4.2.6). En mulig spredningsvej for metan er via sprækker fra skiferlagene. I den nyeste videnopsamling (se bl.a. US EPA (2015a) og Stray gas (2012)) er der generel enighed om, at denne spredningsvej er

højest usandsynlig grundet den store dybde skiferformationer normalt findes på. Oftest vil der være en stor afstand fra den dybtliggende skiferformation til den overliggende grundvandsformation – i USA ofte mere 1600 m (US EPA, 2015b). I USA findes enkelte skifergasformationer dog i en mindre dybde (eksempelvis Antrim Shale (i Michigan) og New Albany Shale (i Illinois/Indiana/Kentucky), hvor der er fraktureringsaktiviteter mellem 30 og 600 m under terræn), ligeledes findes der også områder, hvor grundvandet hentes op fra dybereliggende grundvandsreservoirer sammenlignet med, hvad der er normalt er gældende (US EPA, 2015b). Der er også eksempler fra USA på, at skifergas og grundvand findes i samme formationer. Det er formentlig sådanne forhold, at der har ført til tilfælde med høje metanindhold i grundvand i områder med skifergasindvinding i USA, men de forhold er ikke representative for skifergasudvinding generelt.

I Danmark findes skiferen mellem 3000 til 4000 m under terræn (kapitel 2), og det danske grundvand hentes fra få meter under terræn til omkring 100-150 m. Det vurderes derfor mindre sandsynligt, at der vil ske spredning via sprækker fra selve skiferlagene til overliggende grundvandsmagasiner (se også diskussion i kapitel 3).

En mere sandsynlig spredningsvej for metan anses for at være utætheder fra gasproduktionsbrønde. Produktionsbrønde er oftest konstrueret med flere lag af forerør cementeret langs borehullet til at beskytte og isolere skifergassen fra den overliggende formation (kapitel 3). Det er særligt vigtigt, at forerør og cementering strækker sig under bunden af grundvandsreservoiret således, at drikkevandsressourcer er adskilt fra dybereliggende lag, der kan transportere gas og væske (Michie og Koch, 1991). Dette er almindelig praksis i dag, men undersøgelser af brønde i USA har vist, at for ca. 3 % af eksisterende brønde er dette ikke tilfældet, hvilket øger risikoen for forurening af grundvandszonen. Den mest almindelige fejl i brøndkonstruktionen er defekter i cementering i det ringformede hulrum mellem forerørene (Osborn et al. 2011, Jackson et al. 2013b, Johns et al. 2011, US EPA, 2015b). Undersøgelser i USA tyder på, at der kan være fejl i brøndintegriteten i mellem 1 og 3 % af alle brønde (PA DEP Office of Oil and Gas, 2013; Considine et al. 2012). Der er flere eksempler på, at fejl i brøndintegritet har ført til påvirkning af lokale grundvandsmagasiner (US EPA, 2015b). I USA er der i enkelte undersøgelser set metan af termogen oprindelse i grundvandsboringer (Osborn et al. 2011), det er dog svært entydigt at konkludere, om metanen har oprindelse fra skifergasindvinding eller fra andre mindre dybtliggende reservoirer med metangas (Molofsky et al 2011). En nyere amerikansk undersøgelse med et større dataset har vist øget hyppighed af metan og tilstedeværelse af metan i højere koncentration i drikkevandsboringer beliggende inden for en afstand af mindre end en kilometer fra skifergasboringer (Jackson et al. 2013b). Samme undersøgelse viste en tendens til højere metankoncentrationer i nærheden af ældre gasbrønde. Det er dermed vanskeligt at konkludere om påvirkningen entydigt kan knyttes til indvinding af skifergas i nyere boringer.

Konklusioner vedrørende metanpåvirkning af drikkevandsboringer fra skifergas besværliggøres generelt af, at der ofte ikke er udført baggrundsmålinger af metan før skifergasindvinding, så der ikke foreligger et solidt sammenligningsgrundlag. Der bør derfor udføres monitoring af grundvandets indhold af metan og dets oprindelse før der igangsættes skifergasindvindingsaktiviteter.

4.2.10 Mulige påvirkninger af jord ved spild

I forhold til overfladejord har de fleste problematiske stoffer i fraktureringsvæske og flowback vand en negativ indflydelse på jordkvaliteten. Påvirkning af jord er ikke specifikt nævnt i EU Kommissionens vejledning (EC, 2014), hvilket kan tolkes til, at udledning af fraktureringsvæske og flowback vand til jord sandsynligvis kun vil forekomme ved spild og uheld. Bevidst udledning til jordmiljøet vil være imod miljøbeskyttelseslovens hensigt om, at udledningen ikke må have risiko for at skade miljøet. Dette skyldes hovedsageligt indholdet af salte, organiske forureningskomponenter og metalioner, som forventes at være højt (afsnit 4.2.8), samt et eventuelt indhold af radioaktive stoffer (afsnit 4.4). Bevidst udledning til eller spredning på jorden er derfor ikke sandsynlig. De fleste stoffer, der negativt påvirker grund- og overfladevand, vil også have negativ virkning på jordmiljøet.

Fokus bør derfor være på spild i forbindelse med håndtering, transport og opbevaring i forede sedimentationsbassiner. Hele boringen forventes at foregå i et lukket system, så spild til jord vil udelukkende kunne foregå ved uheld; enten tæringer, rørbrud, fejlagtig håndtering på borepladsen eller ved trafikuheld. Borepladsen forventes at være et befæstet areal med kontrolleret afløb, så spild til jord vil kunne forekomme udenfor det befæstede areal og på vejnettet eller ved lækage i det befæstede areal. Spild på jorden kan bestå af fraktureringsvæske, der tilføres boringen, eller af boremudder, borespåner og flowback vand, der udledes fra boringen. Generelt vil både borespåner, boremudder, fraktureringsvæske og flowback vand indeholde stoffer, som vil forurene jorden (bl.a. salte, uorganiske sporstoffer, miljøfremmede organiske forbindelser og radioaktive stoffer) (afsnit 4.2.2; 4.2.3; Bilag 2; Maguire-Boyle og Barron, 2014).

Salte

De nævnte salte i formationsvand (tabel 12) forekommer alle naturligt i jord, og det er således koncentrationen og mulighederne for udvaskning, udfældning og eventuel akkumulering eller reaktion med organiske stoffer, der kan være problematisk. Generelt er tilførsel af store mængder salt til jord skadelig for jordkvaliteten, og forsøltning (salinization) er en kendt trussel mod jordkvalitet af EU-JRC (<http://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/esdac-themes>). Forsøltning forekommer oftest som følge af kunstvanding og fordampning samt ved kyster, mens der i de nordiske lande endvidere er erfaring med forsøltning forårsaget af vejsøltning om vinteren. I rapporter fra Environment Canada (2001), Statens Vegvesen, Norge, (2005) og Pedersen og Ingerslev (2007) findes grundige beskrivelser af effekter af vejsøltning på jord, dyr og planter.

De dominerende salte i formationsvand er Cl^- , Na^+ , Ca^{++} og Mg^{++} i nævnte koncentrationsrækkefølge. De har forskellige fysiske kemiske egenskaber og vil påvirke jorden forskelligt. Indledningsvist vil Na^+ øge stabiliteten af aggregater, men da Na^+ ionbytter med divalente kationer Ca^{++} , Mg^{++} , Zn^{++} og andre ioner fra ionbyttekomplekset, vil det medføre en udvaskning af Ca^{++} og Mg^{++} fra jorden. Dette vil igen resultere i mindre stabile jordaggregater, da Ca^{++} og Mg^{++} binder til ler og silt og dermed er med til at sikre aggregatstabilitet og jordstruktur. Cl^- vil også sænke aggregatstabiliteten. Når koncentrationen af disse ioner falder, destabiliseres aggregater, og kolloider og lerpartikler vil frigives og transporteres nedad i jorden med mulighed for blokering af jordens porer. Endvidere er Na-ioner omgivet af en vandhinde, som øger dispergeringen. Jorden vil derved få en ringere struktur og kunne klappe sammen, hvorved permeabiliteten nedsættes og derved opnår jorden ringere vandledningsevne. Det vil også medføre en lavere pH, som vil muliggøre øget transport af tungmetaller (Pedersen & Ingerslev 2007; Statens Vegvesen 2005 samt referencer deri).

Ved saltpåvirkning vil plantevæksten dø eller over tid ændres til salttolerante arter afhængig af saltkoncentrationen. Mycorrhizasvampe er kendt for at øge planters salttolerance (Tian et al. 2004), men dette er kun ved koncentrationer op til 3 g NaCl /L og altså ved langt lavere saltkoncentrationer end de op til 5M der forventes ved et spild. Makrofaunaen i jorden, som f.eks. regnorme, vil blive negativt påvirket selv ved lave saltkoncentrationer. Mest viden om dette felt er fra studier over effekter af vejsalt, og her har Guzyte et al. (2011) vist, at EC50 for vækst af regnormen *Eisenia fetida* var 2,5 g NaCl /kg jord, mens LC50 for mortalitet var 5,6 g NaCl /kg efter 28 dage. Ved en koncentration på 4,0 g NaCl /kg var der ingen kokon produktion. Springhaler viser tilsvarende følsomhed overfor NaCl (Statens Vegvesen, 2005). Andre organismer som enchytræer kan langt bedre tolerere øget saltkoncentrationer og kan have reproduktion helt op til havvands saltkoncentration (33 ‰) (cf. Patricio Silva et al. 2013). Disse effekter er ofte undersøgt i forbindelse med kuldetolerance, hvor saltindhold øger overlevelsen, da det sænker frysepunktet. Naturligt forekommende jordbakteriers vækst (EC50) er vist at være upåvirket ved op til 3 mM NaCl (Rousk et al. 2011). Specielle salttolerante bakterier er kendt fra hypersaline miljøer, men disse er ikke naturligt aktive i danske jorde. Der må derfor forventes en ændring i de mikrobielle samfund og deres aktivitet og herunder evne til bioremediering ved et spild.

Da der tale om endog meget høje forventede saltkoncentrationer i formationsvandet (ca. 5M) vil dette være en af de væsentligste påvirkninger af jord, og saltpåvirkningen må derfor formodes at påvirke jordens anvendelsesmuligheder.

Uorganiske sporstoffer

De nævnte sporstoffer i flowback vand (tabel 13) er angivet i ug/L og ved en antagelse af ca. 1-30 % vandindhold i jord vil dette medføre koncentrationer, der umiddelbart er langt lavere end jordkvalitetskravene for de stoffer, hvor grænseværdier er nævnt (jordkvalitetskrav er ikke angivet for kobolt, vanadium og beryllium) (MST, 2015). Flere af sporstofferne har dog mulighed for at udfælde i jorden som sværtopløselige salte, eller de kan ionbytte med salte i jorden, og der kan derved ske en ophobning med koncentrationer over grænseværdierne. Der kan også ske en udfældning og frigivelse fra jordstrukturen, så mobiliteten af sporstofferne øges, og de dermed udvaskes fra jorden, hvilket kan forøges af det høje saltindhold i flowback vandet (Pedersen & Ingerslev, 2007). Flere af stofferne er tungmetaller (f.eks. Hg, Pb, Cd), som er kendt for deres sundhedsskadelige effekter. Ved spild til jord bør der foretages monitoring af overholdelse af grænseværdier. Overskridelse af grænseværdierne vil medføre nedsatte anvendelsesmuligheder af jorden eller krav om fjernelse og oprensning.

Miljøfremmede organiske stoffer

I Bilag 2 er gennemgået en liste over 29 prioriterede stoffer, der forventes at kunne forekomme i fraktureringssvæske, og boremudder. Af disse 29 stoffer er der i afsnit 4.2.5 fokuseret på 13 stoffer på basis af deres relevans for nedsivning og spredning i grundvand. Biociderne (formaldehyd, glutaraldehyd og MCI/MI) anses for de mest problematiske i fraktureringssvæske (Arnaud 2015) og vil umiddelbart have skadelig virkning på organismer i jord, herunder mikroorganismer. Derfor vil tilstedeværelse af biocider nedsætte mikrobiel omsætning af miljøfremmede stoffer. Dog er glutaraldehyd og formaldehyd ustabil i sollys og luft og har potentiale for at afdampe eller blive nedbrudt under aerobe betingelser.

I jord vil der være mulighed for fordampning og aerob nedbrydning af organiske stoffer. For flere af de problematiske stoffer gælder, at der er et nedbrydningspotentiale i iltrig jord, enten kemisk eller mikrobiologisk. Hvor stor den reelle nedbrydning vil være, afhænger af koncentrationen af stoffet, de specifikke fysisk-kemiske forhold, temperatur, indholdet af organisk stof samt de mikrobielle

samfunds størrelse, diversitet og aktivitet. Under de rette betingelser vil stofferne kunne omdannes enten helt til CO₂ eller andre nedbrydningsprodukter, som kan være mere eller mindre uskadelige. I de iltfrie områder i jorden vil nedbrydningspotentialet typisk være lavere og risikoen for ophobning af nedbrydningsprodukter større.

Ved vurdering af effekter ved påvirkning af jord bør der fokuseres på de prioriterede stoffer, der ikke er let biologisk nedbrydelige (non readily biodegradable) eller udelukkende nedbrydelige under specifikke forhold (Bilag 2, tabel 4). Sidstnævnte gælder f.eks. naphthalen. Udfra tabel 4 i Bilag 2 er prioriteret og udvalgt de stoffer som er angivet som "non readily biodegradable" og tilhørende gruppe I eller Ia. Denne sortering af de prioriterede stoffer resulterer i 12 prioriterede stoffer (tabel 19).

Olieindholdet i formationsvandet forventes at være lavt (jf. afsnit 4. 2.3), og forudsat at dette er korrekt vil et utilsigtet spild på jorden ikke give anledning til miljøeffekter.

For de prioriterede stoffer, som er klassificeret som ikke let biologisk nedbrydelige (tabel 19), vil der være behov for en konkret vurdering baseret på sammensætningen af spildet på jorden samt den forurenede jords fysisk-kemiske sammensætning, herunder indhold af organisk C, N og P, dens iltforhold og dermed det kemiske og mikrobiologiske remedieringspotentiale. Herunder skal omdannelse til eventuelle problematiske nedbrydningsprodukter også vurderes. Under og omkring borepladsen, hvor risiko for spild er størst, bør dette undersøges på forhånd. I denne vurdering bør også indgå vurdering af potentialet for adsorption og immobilisering af stofferne til jordens organiske materiale, hvorved stofferne kan undslippe nedbrydning og transport og mere eller mindre permanent bindes. De kan dog fortsat potentielt mobiliseres ved ændringer som f.eks. plantevækst, bioturbering eller konsumtion af jordens makrofauna eller større dyr/mennesker.

Tabel 19. Prioriterede stoffer baseret på Bilag 2 mht. ikke let biologisk nedbrydelige og tilhørende Gruppe I eller Ia.

Stofnavn	CAS	CLP Klassifikation	Gruppe
1,2,4 trimethylbenzen (urenhed)	95-63-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (harmoniseret)	Ia
MCI/MI	55965-84-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (harmoniseret)	Ia
Ethoxileret alkohol (Polyoxyethylene (10) tridecyl ether)	78330-21-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Ethoxileret octylphenol	9036-19-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	Ia
Ethoxileret talgolie	65071-95-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (baseret på data)	I
Destillater, (petroleum) hydrogenbehandlede lette FRA101	64742-47-8	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (baseret på data)	I
Tung aromatisk nafta	64742-94-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat (baseret på data)	I
Nafta (Sasol DHR 200)	64742-48-9	Muta. 1B Carc. 1B (harmoniseret)	I
Naphthalen (urenhed)	91-20-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1, Carc. 2 (harmoniseret)	I
Octodecansyre (Stearinsyre)	1592-23-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 3 (notificeret)	I
Polyetheraminacetat	9046-10-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Terpener og terpenoider	68647-72-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	I

Radioaktivitet

Jævnfør kapitel 4.4 vil formationsvand og borespåner potentielt kunne indeholde radioaktive stoffer som radium og radon i et opfang, som vil kræve speciel behandling og deponering. Ud over strålingsfare for mennesker vil radioaktiviteten også medføre en strålingsfare for jordmiljøet og ved anvendelse af jorden. Ved spild på jord vil der derfor skulle iværksættes foranstaltninger afhængig af anvendelsen af jord, så strålingsfaren for mennesker og landbrugsprodukter minimeres.

Sammenfatning

Omfanget af spild ved uheld er svær at opgøre, men sandsynligvis vil store spild umiddelbart skulle oprenses, mens mindre kontinuerlige sivende udslip kan være vanskeligere at detektere. Dette kan afstedkomme et behov for monitorering af jord eller grundvand i forbindelse med well pads. De aktuelle forhold i jorden samt spildets kemiske sammensætning og omfang vil altså have afgørende betydning for miljøeffekten. Dette bør specifikt undersøges ved hver boreplads som forberedelse til aktion ved eventuelt spild.

Jordens struktur, vandledningsevne og kapacitet til at understøtte plantevækst og recirkulere dødt organisk materiale vil blive påvirket ved spild, da flere af de tilledte salte, sporstoffer og (problematiske) organiske stoffer vil påvirke mikrobiel aktivitet, mikro- og makrofauna samt plantevækst. Hvis spildet påvirker jordens kvalitet kan oprensning foregå ved kemisk eller biologisk remediering, phytoremediering eller phytostabilisering (Michalski & Ficek, 2015), som dog ofte vil strække sig over længere tid. Et alternativ er umiddelbar fjernelse af den forurenede jord.

I tillæg til negativ påvirkning af jordmiljøet vil spild af fraktureringsvæske og flowback vand på jord medføre risiko for påvirkning af grundvand ved nedsivning (og efterfølgende overfladevand) af salte, uorganiske og organiske stoffer, samt jorderosion ved overfladeafstrømning med udfældning af partikler både fra forureningen og fra jordpartikler og kolloider, der bliver transporteret ned til overfladevand.

4.2.11 Kemikalier og forurening af vandressourcer - mulige påvirkninger af overfladevand af udledning af spildevand fra frakturering

Økotoksicitet og kemikalier fra skifergasproduktion

På baggrund af internationale erfaringer, herunder hvilke kemikalier som er brugt ved hydraulisk fakturering af skifergas i England, Tyskland og Polen, er ”Forventet mest hyppige hydrofraktureringsvæske kemikalier i Danmark” og kemikalier anvendt i Polen listet i bilag 2. De mange forskellige kemikalier og deres nedbrydningsprodukter danner en kompleks blanding, der vanskeliggør kvantificering af stoffernes koncentrationer i flowback væsken, og en sådan kvantificering kan derfor være relativt upræcis og markant underestimere faktiske forhold (Michalski & Ficek, 2015). En egentlig risikovurdering baseret på estimerede koncentrationsniveauer af disse kemikalier i overfladevand er udenfor omfanget af dette studie. Da kemikalier, som indgår i boremudder, er de samme som i en årrække har været anvendt i grundvands- og geotermiskeboringer, er disse ikke vurderet i dette afsnit.

I forhold til vandmiljøet har flere af disse kemikalier (se afsnit 4.2.2) en eller flere miljøkritiske egenskaber og er bl.a. klassificeret skadelig for akvatisk liv, meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer og giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger (se afsnit 4.2.2 og 4.2.3). Af de 16 kemikalier på EU Kommissionen liste er 9 kemikalier akut toksiske for vandlevende organismer. Af de 88 kemikalier på den polske liste (bilag 2) er ca. en 1/3 af kemikalierne akut toksiske for vandlevende organismer. Det skal imidlertid bemærkes, at datagrundlaget for over halvdelen af kemikalierne ikke foreligger eller er utilstrækkelig til at

vurdere kemikaliernes mulige effekter i vandmiljøet. Derfor kan det faktiske antal af kemikalier med akut toksisk potentiale overfor vandlevende organismer være højere end vurderet her.

En række af biociderne og petroleum destillaterne er kendetegnet ved høj økotoksicitet. Biociderne i fraktureringsvæsker er især rettet mod mikroorganismerne (mikrosvampe og bakterier) og har generelt relativt uspecifikke virkningsmekanismer (Kahrilas et al. 2015). Derfor vil mange af disse kemikalier have potentiale til også at påvirke en række forskellige organismer i vandmiljøet såsom fisk, krebsdyr, vandlevende insekter, alger mm. Nyere forskning har desuden vist, at biocider kan hæmme mikroorganismers vækst, diversitet og omsætning af organisk stof i vandmiljøet samt at disse effekter kan propagere til højere trofiske niveauer ved koncentrationer, der ligger under $1 \mu\text{g L}^{-1}$ (f.eks. Schäfer et al. 2012; Rasmussen et al. 2012; Zubrod et al. 2010).

Mulige økologiske effekter af flowbackvand fra skiferindvinding i vandmiljøet

Flowback vand (der kommer op igen fra undergrunden ved frakturering) udgør omkring 40 % af den injicerede volumen af fraktureringsvæske. Denne indeholder som udgangspunkt kemikalier fra fraktureringsvæsken og deres nedbrydningsprodukter, samt kemikalier, metaller og radioaktive stoffer fra de dybere geologiske lag (afsnit 4.2.3). Risikoen ved nedpumpning og deponering af returvæske i undergrunden vurderes at udgøre en væsentlig risiko for grund- og overfladevand i f.eks. USA (Goldstein et al. 2014; Rahm et al. 2013). I Danmark forventes det, at spildevand fra skifergasinstallationen i Danmark gennemgår spildevandsrensning (afsnit 4.3.1).

Jf. lovbekendtgørelse nr. 879 af 26. juni 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet skal udledning af forurenende stoffer begrænses mest muligt ved hjælp af den bedste tilgængelige teknik. For udledninger skal miljømyndigheden sikre, at der i tilladelser til udledning af spildevand fastsættes vilkår, så kvalitetskravene overholdes for det vandområde, der udledes til. Før miljømyndigheden tillader udledning af et konkret stof, skal der være fastsat et kvalitetskrav eller foreligge et forslag dertil. Dette gælder for alle forurenende stoffer, som har en form for giftvirkning i vandmiljøet. Der eksisterer to undersøgelser, hvor overfladevand anvendes som mulig recipient for fraktureringskemikalierne i modellerede scenarier baseret på sandsynlighedsregning for hhv. boringslokaliteter i USA (Rozell & Reaven, 2012) og Polen (Vandecasteele et al. 2015). Begge undersøgelser konkluderer, at fraktureringskemikalierne, som er repræsentative for hhv. amerikanske og polske borer, kan påvirke økosystemer i overfladevand, men understreger ligeledes, at deres resultater varierer med op til 12 størrelsesordener afhængig af modelscenarierne, og forfatterne peger derfor på behovet for målinger, der kan validere modelberegningerne.

Et studie udført på 16 små vandløb (gennemsnitligt oplandsareal 29 km^2) i Arkansas, USA (Fayetteville Shale Play) var konduktivitet (stærkt påvirket af vandets saltindhold) samt koncentrationer af metaller, klorid og suspenderet stof i vandløbene positivt korreleret med tætheden af borebrønde og rør til transport af fraktureringsvæske, flowback vand og gas (Burton et al. 2014). Makroinvertebratprøver indsamlet fra de 16 vandløb viste en signifikant lavere tæthed af følsomme arter af makroinvertebrater, især slørvinger (Orden: Plecoptera), i vandløb, hvor oplandet var karakteriseret med høje tætheder af borebrønde og rør til transport af fraktureringsvæske og flowback vand. Antropogene kemikalier brugt i fraktureringsvæsken eller værende en bestanddel af flowbackvand blev ikke målt i vandløbsvandet. Men de øvrige oplandsaktiviteter (f.eks. urbane områder og konventionelt landbrug) var sammenlignelig imellem vandløbenes oplande. Det antages, at konduktiviteten og kloridkoncentrationen afspejlede det øgede saltindhold i flowbackvandet samt at den øgede mængde suspenderet stof stammer fra de ”nøgne” arealer knyttet til boringsområdet. Betydningen af mulige tabsveje for fraktureringsvæsken blev ikke diskuteret i

artiklen, men forfatterne efterlyser måledata på flowbackvandet for at kunne belyse miljørisici for økosystemer i overfladevand.

Arnoud (2015) angiver at saltindholdet i returvandet fra undergrunden kan være mange gange højere end havvand. Udledning af spildevand med høj saltinitet kan forårsage store skader på dyre og plantelivet i vandløb og søer. Hart et al. (1991) angiver i et litteratur review, at en øgning af saliniteten op til 0,1 % kan medføre store skader på dyre- og plantelivet i vandløb og søer. Som angivet i afsnit 4.2.3. må det også forventes, at returvæsken fra danske formationer vil have et væsentligt indhold af skiferpartikler indeholdende en række metaller. Alunskifer Formationen er den mest radioaktive bjergart på dansk område og en af de mest radioaktive sorte skifre på verdensplan (se afsnit 4.4). Det må antages, at det, at returvæsken fra frakturering i den danske undergrund kan have et betydeligt indhold af radioaktive stoffer, kan være en væsentlig problemstilling i forhold til rensning af spildevand fra indvinding af skifergas (se afsnit 4.4).

Tabsveje og forureningskilder i relation til vandmiljøet

Mulige kilder til forurening af ferskvand fra skifergas indvinding kan omfatte 1) uheld (kemikaliespild ifm håndtering af fraktureringsvæske og flowbackvæse), 2) udsivning af flowback vand via frakturer i skiferlaget under flowback (når trykket i fraktureringsproceduren er fjernet), 3) erosion af jord og dertil sorberede kemikalier og næringsstoffer fra borningsområdet, 4) udsivning af flowback vand fra borebrønden, efter forsegling, og 5) restkoncentrationer og nedbrydningsprodukter af kemikalier, salte, radioaktive stoffer m.fl. i rensed spildevand.

Ad 1) Kemikalier anvendt i hydraulisk frakturering og borekemikalier transporteres vanligtvis til borelokaliteten i tankbiler og oplagres og blandes på stedet. Selvom de kemikalier højst udgør 2 % af fraktureringsvæsken, vil den samlede mængde kemikalier der anvendes i en enkelt boring, beløbe sig til adskillige tusinde liter. Trafikulykker udgør en mulig tabsvej til overfladevand og grundvand, hvis trafikulykken skaber kemikaliespild. En hændelse med udslip af ufortyndet stof vil formentlig kunne forårsage en meget væsentlig påvirkning selv ved større fortyndinger i vandløb eller kystområder.

Ad 2) Der vil være en risiko for transport af kemikalier fra flowback vand gennem sprækker i skiferlaget samt øvre geologiske lag til grundvand og overfladevand (Brittingham et al. 2014; Michalski & Ficek, 2015). Denne transportrute er især relevant for salte og vandopløselige antropogene kemikalier.

Ad 3) Partikeltransport via overfladeafstrømning fra borepladsen har været dokumenteret i flere undersøgelser (Williams et al. 2008; McBroom et al. 2012), og suspenderet stof og turbiditet i vandløb i områder med hydrofracking har været påvist forhøjede (Burton et al. 2014). Trafikmæssig adgang til boreområder sikres typisk af uasfalterede veje, og hele borningsarealet vil typisk være ryddet for vegetation. Selve partikeltransporten kan i sig selv være skadelig for ferskvandsøkosystemer via sedimentaflejring i vandløb og søer, som kan ødelægge habitater for dyr og mikroorganismer, og via forringede lysforhold som forringer levevilkår for primærproducenter (alger og vandplanter) (Chutter, 1969; Ryan, 1991). Derudover kan denne jorderosion transportere partikelbundne kemikalier og metaller, primært de mindst vandopløselige, til ferskvandsrecipienter (Brittingham et al. 2014), hvilket kan give anledning til både akut og mere kronisk eksponering af ferskvandsøkosystemer.

Ad 4) I de tilfælde, hvor den overskydende fraktureringsvæske eller flowback vand deponeres i forseglede brønde på borningslokaliteten, vil der være en risiko for lækager gennem revner og

makroporer i jorden til nærtliggende grundvandsdepoter og overfladevand (Brittingham et al. 2014; Michalski & Ficek, 2015).

Ad 5) Som angivet i tidligere afsnit stiger saliniteten i formationsvandet lineært med dybden op til 5 M i 3000 meters dybde i danske formationer. Til sammenligning er saliniteten i havvand ca 0,7 M svarende til ca 3 %, mens saliniteten i brakvand er 0,05-3 % og i ferskvand mindre end 0,05 %. Denne høje salinitet kan som beskrevet tidligere i afsnittet udgøre en væsentlig trussel mod ferskvands- og til dels også marine organismer.

4.2.12 Beskrivelse af afværgeforanstaltninger for at undgå spild og negative påvirkninger af miljøet

Der findes en række afværgeforanstaltninger som kan tages for at undgå spild og negative påvirkninger af miljøet. EU Kommissionen har i en henstilling til medlemslandene (EU Kommissionen, 2014) gennemgået minimumsprincipper til produktion af gas fra skiferformationer. Det vil føre for vidt at gennemgå henstillingen i detaljer, men nedenfor gives et overblik over de vigtigste miljømæssige principper i henstillingen.

Tilsynsmyndighederne bør sikre at operatørerne, dvs. de firmaer som udfører efterforskning og evt. produktion, gennemfører en karakterisering og risikovurdering for det potentielle efterforsknings- og produktionssted samt for det omgivende område over og under jorden. Risikovurderingen bør baseres på tilstrækkelige data, der gør det muligt at karakterisere det potentielle efterforsknings- og produktionsområde og at identificere alle potentielle eksponeringsveje.

Tilsynsmyndighederne bør også sikre, at operatørerne: a) udvikler projektspecifikke vandforvaltningsplaner, b) opsamler gas til senere anvendelse, minimerer afbrænding og undgår udledning, c) sikrer brøndintegritet gennem brøndens udformning og konstruktion og ved hjælp af integritetsprøvning, og d) at anvendelsen af kemiske stoffer ved hydraulisk frakturering minimeres.

En vigtig del af EU Kommissionens henstilling er basislinjeundersøgelser. Hvis man vil undersøge om en miljøparameter har ændret sig som følge af skifergasefterforskning eller produktion, må man nødvendigvis vide, hvordan forholdene var inden man gik i gang. Derfor bør operatøren bestemme den miljømæssige status (basislinjen) for anlægsområdet og det omgivende område over og under jorden, som potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Basislinjeundersøgelserne skal indberettes til tilsynsmyndighederne, før aktiviteterne påbegyndes. Der bør bestemmes en basislinje for: a) kvalitets- og strømningsegenskaber for overfladevand og grundvand, b) vandkvalitet ved drikkevandsindvindingspunkter, c) luftkvalitet, d) jordbundstilstand, e) tilstedeværelse af metan og andre flygtige organiske forbindelser i vandet, f) arealanvendelse, og g) biodiversitet. Resultaterne fra basislinjeundersøgelsen bør anvendes som reference i den efterfølgende overvågning samt ved hvert anlægs nedlukning. Ud over de miljøparametre, der er fastlagt i basislinjeundersøgelsen, bør operatørerne overvåge følgende operationelle parametre: a) den nøjagtige sammensætning af fraktureringsvæsken for hver enkelt brønd, b) den vandmængde, der anvendes til frakturering for hver enkelt brønd, c) det tryk, der anvendes under frakturering, d) de væsker, der kommer op til jordoverfladen efter hydraulisk frakturering: tilbagestrømning, mængder, egenskaber, genanvendte mængder og/eller behandlede mængder for hver enkelt brønd, e) udledninger til luft af metan, andre flygtige organiske forbindelser og andre gasser, som kan være skadelige for miljøet.

Tilsynsmyndigheden bør ligeledes sikre, at basislinjeundersøgelser og overvågningens resultater indberettes og offentliggøres, samt at operatørerne offentliggør oplysninger om de kemiske stoffer

og de mængder vand, der påtænkes anvendt, og de mængder, der i sidste ende blev anvendt til hydraulisk frakturering for hver enkelt brønd.

Der findes en lang række hydrauliske fraktureringsvæsker på markedet med forskellige miljøprofiler. Der findes tilsyneladende findes mindre skadelige produkter (f.eks. et af de tyske produkter), der angiveligt består af vand, grus, cholinklorid (CAS# 67-48-1), og 2-butoxyethanol (CAS# 111-76-2). (http://www.erdgassuche-in-deutschland.de/hydraulic_fracturing/frac_fluessigkeiten/index.html).

De første stoffer er uproblematisk, mens det sidste stof burde substitueres med et mindre sundhedsskadeligt stof. Ved valg af kemikalier bør stoffernes miljøprofil indgå i afvejningen, og der bør være fokus på at anvende mindre skadelige kemikalier, så potentielle skadevirkninger på miljø og sundhed løses ved selve fraktureringsprocessen og ikke ved efterfølgende afværgeforanstaltninger.

Som det fremgår af de forudgående afsnit, er der også en forureningsfare forbundet med flowback vandet. Flowback vandet kan indeholde mange sporstoffer frigivet fra den gennemborede formation samt dybt formationsvand med højt saltindhold. I nærheden af borepladsen bør der derfor være et beredskab i form af kraftige pumper og store beholdere, således at effekter af spild på overfladen kan reduceres ved en hurtig oppumpning af den spildte væske. Væsken er oftest tung sammenlignet med det øvre grundvand, og det kan blive nødvendigt at lave en egentlig afværgepumpning, hvor der oppumpes grundvand for at undgå, at forureningen breder sig i grundvandet. Spredning af forurenende stoffer fra utætte borer til grundvand eller via grundvand til overfladevand kan også afværges ved afværgepumpning.

Det store forbrug af grundvand til fraktureringsvæske kan medføre en lokal grundvandssænkning. Omfanget af afsænkningen vil afhænge af de hydrogeologiske forhold. Afsænkningen kan medføre, at dele af grundvandsmagasinet, der indeholder reducerede stoffer, kan blive iltet. Hvis der er tale om organiske lag vil omsætningen af det organiske stof med indtrængende ilt kunne medføre sætninger. Hvis der er tale om pyritholdige lag kan oxidation af pyritten medføre høje sulfatkoncentrationer og frigivelse af sporstoffer som Ni, Co og As fra pyritten. Hvis der i forbindelse med monitoringen observeres tegn på oxidation af reducerede stoffer i grundvandet bør afsænkningen mindskes.

Sænkningen af grundvandet vil reducere indstrømningen af grundvand til åer og søer. Dette kan medføre problemer for de økosystemer der findes i åer og søer. Specielt i sommerperioden, hvor en meget stor del af strømmingen i nogle åer består af grundvand, bør man være opmærksom på dette. Problemerne kan i nogen grad afværges ved den forudgående hydrogeologisk modellering og afledt dimensionering og tilpasning i tid og rum. Hvis der trods dette konstateres miljøskadelige effekter, må oppumpningen reduceres.

4.2.13 Forudgående og efterfølgende monitorering af grund- og overfladevand

Uorganiske stoffer, miljøfremmede organiske stoffer og metan i grundvand

Før hydraulisk frakturering påbegyndes, bør der bestemmes en basislinje for indholdet af uorganiske stoffer og relevante miljøfremmede organiske for grundvand, som ud fra den forudgående hydrogeologiske karakterisering potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne. Der bør indgå målinger af uorganiske stoffer fra formationsvandet (tabel 12 og 13) samt et udvalg de stoffer,

som operatøren vil anvende i boremudder og fraktureringsvæske. Redoxforholdene skal vurderes, så eventuelle ændringer kan observeres. I denne forundersøgelse bør indgå en kontinuert monitoring (datalogger) af den elektriske ledningsevne, idet returvand fra skifergasproduktion og formationsvand har højt saltindhold, så den elektriske ledningsevne vil være en billig og effektiv indikatorparameter.

Der bør derfor udføres monitoring af grundvandets indhold af metan, før der igangsættes skifergasindvindingsaktiviteter. Der bør udføres analyse af metans kemiske og isotopiske sammensætning med henblik på at bestemme, om den tilstedeværende metan er af biogen eller termogen oprindelse. Efterfølgende kan metans kemiske og isotopiske sammensætning sammenlignes dels med baggrundsmålinger og dels med metangas ekstraheret fra nærliggende skiferformationer.

Monitoringsboringer skal placeres opstrøms og nedstrøms boringsområdet i flere dybder, så der kan skelnes mellem rumlig variation og påvirkning skifergasindvindingen. Eventuelt nærliggende vandværker skal inddrages i planlægningen af monitoring, og supplere den lokale monitoring tæt på fraktureringsboringerne med en regional monitoring af grundvandsmagasiner for udvalgte stoffer.

Basislinjebestemmelsen bør løbe over mindst et år, da indholdet af især salte og sporstoffer vil variere over året, specielt hvis der om vinteren bruges vejsalt i det overvågede område, eller hvis området, pga. nærhed til havet eller forureningskilder, er påvirket af tørafsætning.

Operatøren bør løbende overvåge anlægget samt det grundvand, som potentielt kan blive påvirket af aktiviteterne i efterforsknings- og produktionsfasen, og navnlig før, under og efter hydraulisk frakturering. Basislinjerne fra forundersøgelsen bør anvendes som reference ved den efterfølgende overvågning. Hvis der i grundvandet påvises forhøjet ledningsevne eller forhøjede indhold af miljøfremmede stoffer, uorganiske stoffer (inkl. sporstoffer) og metan, bør der igangsættes egentlige forureningsundersøgelser, og eventuelt afværgeforanstaltninger.

Monitoring af biologi og vandkemi i vandløb, søer og kystområder

Det vil være relevant at lave en grundig biologisk, fysisk og kemisk screening af de akvatiske økosystemer, der ligger i boringsområdet inden modningen og udviklingen af boringsarealet foretages. Den biologiske screening bør for vandløb omfatte fisk, makroinvertebrater, bentiske alger og vandplanter. For søer bør fisk, pelagiske alger, zooplankton, makroinvertebrater og vandplanter undersøges. For kystområder bør fisk, bentiske dyr, ålegræs og makroalger undersøges. Som udgangspunkt skal der anvendes de metoder til prøveindsamling, som er beskrevet i det nationale overvågningsprogram NOVANA (se <http://dce.au.dk/udgivelser/tekniske-anvisninger/>). En bred række fysiske og kemiske parametre skal tillige indsamles for at kortlægge før-tilstanden i habitatforhold for dyre- og planteliv samt vandkvanitets- (se også afsnit 4.1.3) og vandkvalitetsparametre (for metoder se <http://dce.au.dk/udgivelser/tekniske-anvisninger/>). Den stofliste, som skal danne baggrund for forundersøgelsen, skal relatere sig til de stoffer, som den konkrete skifergasindvinding forventes at anvende. Såfremt en sådan ikke findes, må der tages udgangspunkt i den stofliste, der er beskrevet i afsnit 4.2 og bilag 2.

Under og efter boringsaktiviteter bør disse undersøgelser gentages med særlig fokus på beskrivelse af de fysiske og kemiske forandringer, herunder belastningen fra udledningen som genereres gennem boringsaktiviteterne. Her bør der indsamles vandkemidata for alle stoffer, der forventes i back flow væsken, sedimentkemidata for de mindst vandopløselige af de stoffer, der forventes i

back flow væsken, samt suspenderet stof og afstrømningsforhold (i vandløb). For vandløb bør vand- og sedimentkemi data indsamles både under forøget og minimums vandføring for at belyse baggrunds niveauer samt worst-case scenarier.

4.3 Spildevand og affaldshåndtering

4.3.1 Beskrivelse af udfordringer ved og strategier for håndtering af og oprensning af spildevand fra skifergasproduktion

Spildevand fra produktionen af skifergas består af flowback vand fra brøndene og mindre mængder af frakturingsvæske, der opsamles fra spild omkring boreriggen og rester i tanke. Generelt behandles spildevand fra arbejde på pladsen (toiletter osv.) er ikke forskelligt fra, hvad der forekommer ved midlertidige byggepladser og omtales ikke yderligere. Hvis der etableres renseanlæg for spildevandet i forbindelse med skifergasbrøndene, vil dette almindelige spildevand formodentlig kunne sambehandles.

Generelt forventes det, at spildevand fra skifergasinstallationen, som indeholder organiske bore- og frakturingskemikalier inden udledning, altid vil blive rensset biologisk, så der kun er acceptable lave restkoncentrationer af de organiske kemikalier i vandet, og der derefter kun vil være salte tilbage. Nedbrydeligheden i renseanlæg forventes i Danmark at blive en vigtig parameter for valget af kemikalier til sammensætning af frakturingsvæsker. Baseret på oversigten over frakturingskemikalier der er anvendt i Europa (kapitel 4.2.2, bilag 2), vurderes det at være muligt at finde kemikalier, der opfylder de tekniske krav, og som også er bionedbrydelige i renseanlæg.

Spildevandet fra skifergas produktion

Der er ikke data, der kan bruges til at forudsige spildevandsproduktionen fra en dansk skifergasbrønd. Tager man udgangspunkt i det estimat af spildevandsproduktion, der beskrives i kapitel 4.1.2 for amerikanske skifergasbrønde kan man forvente, at en brønd typisk producerer 13.300 m³ under gasproduktionen, og halvdelen vil komme det første år, hvor spildevandet består af blandet frakturingsvæske med frakturingskemikalier og formationsvand. Den anden halvdel af vandet kommer jævnt over brøndens resterende 6-10 års levetid og indeholder mange salte (tabel 12), men uden organiske kemikalier. Således er behandlingsbehovet per brønd groft estimeret til 10 m³/d det første år og 3 m³/d de følgende år. Det vand, der produceres det første år, er formodentlig også ujævnt fordelt over året, så det er urealistisk at have en matchende renseteknologi, der kan rense vandet lige så hurtigt, som det kommer op i den første del af en brønds produktionsperiode. Derfor vil der formodentlig skulle være tanke eller et jordbassin med membraner, som kan bruges til at opsamle vandet, indtil det kan behandles eller genbruges. Forestiller man sig at have et bassin til at opsamle de første 25 % af spildevandsproduktionen, vil det f.eks. være et jordbassin på 30x30 m med 3-4 m dybde.

Forureningskomponenter der stammer fra kemikalier i frakturingsvæsken

Indholdet af kemikalier i frakturingsvæsker er beskrevet nærmere i kapitel 4.2.2 De organiske tekniske industrikemikalier forventes at være bionedbrydelige. Enten er de generelt nedbrydelige eller de kan nedbrydes i et renseanlæg med adapteret biomasse. Fra frakturingsvæsken vil der også forekomme ler, sand eller keramiske partikler.

Uorganisk indhold fra formationsvand i skiferen

For danske forhold er der i kapitel 4.2.3 estimeret indhold af salte i formationsvandet, som kommer op af boringen sammen med gassen. Der er tale om almindelig salte, som findes i op til 7 gange højere koncentration end havvand. Desuden findes høje koncentrationer af divalente kationer, som danner karbonatminerale ved kontakt med atmosfæren og derfor fører til store mængder udfældet materiale. Desuden er der en række metalioner, som kan være giftige for vandmiljøet (4.2.8). Formationsvandet indeholder desuden radioaktive stoffer, der som beskrevet i kapitel 4.4 kan forekomme i så høje koncentrationer, at det skal overvejes, om slammet fra vandrensningen skal håndteres særskilt, fordi radioaktiviteten overstiger grænseværdier for almindeligt fast affald.

Behandlingsmuligheder for spildevand

Spildevand kan behandles med forskellige metoder på dedikerede anlæg eller på almindelige spildevandsanlæg, som beskrevet i næste afsnit. Generelt vil det tilstræbes at genanvende så meget vand som muligt, så behovet for rensning og udledning mindskes.

Injektion af spildevand fra skifergasproduktionen i en boring er i USA den foretrukne metode til bortskaffelse for spildevand ved hovedparten af den igangværende skifergasproduktion. Det sker i dedikerede brønde til bortskaffelse (98 % i USA ifølge US EPA (2015b)). I Danmark forventes dette ikke at blive godkendt, så alt spildevand skal håndteres og renses inden udledning til miljøet.

Ved genanvendelse af spildevand vil tekniske kemikalier formodentlig ikke kræve behandling men kan snarere bidrage til at formindske kemikalieforbruget. Der vil være brug for at fjerne partikler af hensyn til skader på udstyr og risiko for tilstopninger i brønden. Internationalt er det beskrevet, at det ofte er nødvendigt at nedbringe mængden af opløste salte. Det kan foregå ved udfældning, som vil producere en begrænset mængde fast affald eller ved anvendelse af membranfiltrering, som vil producere en koncentreret saltfraktion, som skal bortskaffes (US EPA, 2015b).

Overordnet spildevandsrensning,

Overordnet vil behandling med henblik på udledning kunne opdeles i to muligheder, som afhænger af den planlagte recipients tolerance for tilførsel af salt. Hvis recipienten ikke kan tolerere saltbelastningen, vil vandbehandlingen bestå i en membranfiltrering, som producerer rent vand, der kan udledes uden toksiske effekter. Membranfiltreringen producerer et meget saltholdigt koncentrat, som indeholder alle rester af organiske kemikalier fra fraktureringsvæsken. Dette koncentrat vil blive kørt bort til behandling på et renseanlæg, der udleder vand til en recipient der kan tåle en saltpåvirkning. Et eksisterende renseanlæg vil ofte have en stor fortyndingskapacitet ved sammenblanding med andre spildevandsstrømme, som kan fortynde saltkoncentrationen, så den ikke påvirker den biologiske renseproces for de organiske kemikalier.

Hvis der findes en recipient der kan tolerere saltbelastningen i området, hvor gasindvindingen foregår, vil man kunne undgå transport ved at behandle spildevandet på et dedikeret anlæg i forbindelse med gasinstallationen. Et anlæg vil typisk først have beluftning og pH stabilisering efterfulgt af et biologisk rensetrin, som skal være kompakte og salttolerant, hvilket indikerer at det vil være en form for biofilm reaktor. Anlægget kan desuden have brug for et sorptionsfilter eller en form for udfældning for at fjerne metaller, radioaktive komponenter eller eventuelle unedbrydelige organiske kemikalier af hensyn til, at udledningen ikke har økotoksiske effekter i recipienten.

Behandling på eksisterende renseanlæg

Behandlingen af spildevand eller membrankoncentrater vil i nogle tilfælde kunne behandles på eksisterende renseanlæg efter en overvejelse af skæbnen af alle indholdsstoffer i renseanlægget og forventede koncentrationer i slam og udløbet af alle kemiske indholdsstoffer. Kommunale renseanlæg vil være fordelagtige, fordi der typisk vil være en kort transportafstand for spildevandet. Det skal sikres, at saltkoncentrationen ikke bliver for høj i renseanlægget. Desuden skal det overvejes, om de organiske kemikalier fra fraktureringsvæsken kræver adaption af biomassen, før nedbrydningen bliver effektiv. Der findes flere renseanlæg for industrispildevand, som vil være mere egnede til at behandle skifergasspildevand. Anlægget for industrispildevand ved Stignæs, Vandrens-Stignæs Industripark, aftager generelt ”vanskeligt” spildevand fra industrier. Det kan også overvejes, om renseanlæggene i Kalundborg og Fredericia, der behandler spildevand fra olieindustrien, kan anvendes.

Organisk slam og uorganisk udfældningsrester fra vandbehandlingen

Produktionen af slam fra biologisk rensning vil hovedsageligt forekomme i begyndelsen af skifergasbrøndenes gasproduktion, hvor vandet hovedsageligt består af rester af fraktureringsvæsken, som indeholder organiske kemikalier. Fra de 13 polske prøveboringer kendes sammensætninger af fraktureringsvæsker (IOGP, 2015), så man kan beregne, at der er brugt mellem 2 kg/m^3 og 16 kg/m^3 og i gennemsnit $5,5 \text{ kg/m}^3$ organiske kemikalier i fraktureringsvæskerne (bilag 2). Denne gennemsnitskoncentration medfører en maksimal slamproduktion på 3 kg tørstof per behandlet m^3 , ved anvendelse af den generelle betragtning, at bakterier kan inkorporere 50 % af substratet til biomassevækst (Henze et al. 2006). Den forventede produktionen af organisk slam er sammenlignelig med det, der typisk kommer fra behandling af kommunalt spildevand og industrispildevand og vil derfor ikke kræve yderligere overvejelser i kommunale og dedikerede industrirensesanlæg. Hvis der etableres en rensning af spildevandet i forbindelse med skifergasproduktionen, vil den beskedne slamproduktion formodentlig kunne bortskaffes ved forbrænding sammen med almindeligt spildevandsslam på et renseanlæg, der forbrænder slam.

Ophobning af tungmetaller fra formationsvandet i det organiske slam vil være begrænset, da de organiske kemikalier, der danner organisk slam hovedsageligt forekommer i spildevandet ved begyndelsen af en bornings produktion, hvor andelen af formationsvand i spildevandet er lav. Da hovedparten af vandet stammer fra injektionsvæsken, vil der være en mindre forurening med potentielt giftige metaller og radioaktive stoffer fra formationsvandet. Spildevand, der forekommer sent i produktionen vil ikke indeholde organiske kemikalier, så der vil ikke være en organisk slamproduktion i forbindelse med behandlingen af det.

Når slammet forbrændes sammen med store mængder almindeligt slam fra anden spildevandsbehandling, vil tungmetaller formodentlig ikke påvirke, hvordan asken fra forbrændingen kan deponeres, men det vil være behov for løbende at vurdere dette.

Udfældningsrester

Ved begyndelsen af boringens produktionsperiode vil de store mængder vand, der produceres, indeholde rester af boremudder, ler og sand, som er anvendt til fraktureringen og muligvis partikler af skiferen. Disse uorganiske komponenter vil bundfældes ved henstand og med tiden skulle behandles som fast affald. Efterhånden som brønden producerer gas, vil spildevandet fra boringen i stigende grad bestå af formationsvand fra skiferlaget. Formationsvand er overmættet med calcium, magnesium og strontium, som må forventes at ville udfælde som karbonater ved ligevægt med atmosfæren. Tager man udgangspunkt i de i afsnit 4.2.3 omtalte koncentrationer af ioner i

formationsvandet, kan det forventes, at vandet der produceres fra en moden brønd, har en total koncentration af opløste salte på typisk 240 (170-350) kg/m³ og der vil udfælde 60 (20-130) kg carbonatminerale per m³. Det må formodes, at en stor del af denne slamproduktion vil forekomme ved henstand af det oppumpede vand. Det vil derfor produceres nær ved gasindvindingspladsen, uanset om der etableres renseanlæg ved borerne, eller vandet køres bort til rensning eksternt. For at opnå en kontrolleret udfældning af karbonatminerale, så man kan undgå udfældninger i udstyret ved håndteringen, kan man belufte vandet under oplagringen.

Metaller og radioaktive komponenter fra formationsvandet vil formodentlig i høj grad indbygges i karbonatudfældningen og potentielt medføre, at udfældningsresterne skal håndteres som radioaktivt affald som beskrevet i kapitel 4.4.

4.3.2 Håndtering og deponering af boremudder og borespåner

Aktiviteterne i forbindelse med etablering og drift af en facilitet til udnyttelse af skifergas kan lede til generering af affald, som kræver videre håndtering. Relevante aktiviteter, som genererer affald er etablering og drift af borepladsen, boreprocessen, fraktureringen, den gennemgående vandbehandling, samt driftsfasen med produktion af skifergas. Affaldsmængder og – karakteristika, samt miljømæssige forhold og krav til en endelig håndtering af affaldet vil blive gennemgået i det følgende. Almindeligt affald såsom dagrenovation, brændbart affald, bygningsaffald m.m., som fremkommer ved etablering og drift af borepladsen, kan bortskaffes via kommunale affaldsordninger og vil ikke blive yderligere kommenteret i det følgende.

Affald fra boreprocessen

Da Alun Skiferen ligger i mellem 1,5 og 7 km dybde (se afsnit 2.2) vil der produceres væsentlige mængder borespåner under etablering af den dybe boring. Boringen vil gå igennem forskellige geologiske materialer, alt afhængig af hvor i Danmark at boringen etableres og vil afsluttes i en horisontal del placeret i Alunskiferet. De opborede borespåner kan således være af meget forskellig sammensætning, men vil dog altid omfatte skifermateriale. Det forventede volumen af borespåner kan estimeres ud fra viden om borediameter og –dybde, idet der ofte startes med boring med stor borediameter, som reduceres med boreddybden. Rambøll (2014) angiver for efterforskningsboringen Vendsyssel-1 typiske mængder. Den samlede mængde borespåner for den ca 4000 m lange boring er angivet til 1900 tons med en mængde på 1,3 tons/løbende boremeter i toppen til ca. 100kg/løbende boremeter i bunden. Der benyttes boremudder under borearbejdet, hvis sammensætning afhænger af boreddybden (jf. afsnit 4.2.1). Borespåner bringes med boremudderen til terræn under boreprocessen, hvor borespånerne udsedimenteres i et bassin, og boremudderen genbruges i boringen. Borespånerne fjernes fra sedimentationsbassinet og transporteres til deponering. En del af de tilsatte stoffer i boremudderen (jf. afsnit 4.2.1) vil være indeholdt i porevandet i de våde borespåner eller bundet til sedimenterne ved sorptions- eller ionbytningsprocesser. Det genererede affald vil således – udover selve borespånerne – indholde tilsætningsstoffer fra boremudderen, hvorfor en forbehandling af affaldet kan være nødvendigt før den endelige deponering. Klintholm Deponi i/s, beliggende udenfor Hesselager på Fyn, modtager borespåner fra olie- og gasboringer i Nordsøen efter forbehandling hos naboen Soil Recovery a/s, hvor olie hidrørende fra boremudderen bort-destilleres. De behandlede borespåner modtages derefter på specialdepot på Klintholm Deponi i/s, som har godkendelse til at deponere borespånerne som mineralsk affald (Johansen, 2015). Ifølge den danske deponeringsbekendtgørelse (Miljøstyrelsen, 2011) stilles der krav til udførelse af udvaskningstests for nye, ukendte affaldstyper, før at en deponering kan tillades.

Der kræves dog speciel fokus på borespåner fra det gennemborede Alun skifer. Som beskrevet i afsnit 4.2.2 og 4.4 har Alun Skifer relativt højt indhold af uorganiske sporstoffer, mange af dem bundet i reducerede svovlforbindelser (bl.a. pyrit). Det er påvist, at skiferen kan indeholde stoffer som giver anledning til forhøjet reaktivitet, såkaldt NORM (se også afsnit 4.4). Et sammenlignende studie med skifer fra USA viser forhøjede metalindhold i Alun Skifer fra Sverige i forhold til skifer fra USA – især for uran (U), Vanadium (V), molybdæn (Mo) og nikkel (Ni) (Leventhal, 1991). Undersøgelser har vist, at de uorganiske sporstoffer kan udvaskes fra skiferen. Lavergren et al. (2009) så således udvaskning af cadmium (Cd) (190 µg/kg skifer) og molybdæn (Mo) (16 mg/kg skifer). Værdien for speciel Mo er høj og ligger tæt på udvaskningsgrænseværdien for udvaskning for farligt affald i kystnært deponi (jf. deponeringsbekendtgørelsen, Miljøstyrelsen, 2011). Der er således behov for at få udført en generel karakterisering af affald indeholdende borespåner fra Alun Skiferen, før at der kan udpeges en miljøforsvarlig affaldshåndtering.

Det er påvist, at det høje indhold af reducerede svovlforbindelser (bl.a. pyrit) kan oxideres ved kontakt med atmosfærens iltindhold. Oxidationen kan lede til forøget mobilitet af uorganiske sporstoffer grundet oxidationens dannelse af aciditet med deraf følgende fald i pH (Falk et al. 2006, Lavergren et al. 2009). Det resulterende pH-fald (og dermed den forøgede mobilitet) kan imødegåes ved indblanding af buffermateriale, såsom kalk (Jeng et al. 1992). Det kan derfor være nødvendigt at forholde sig til en tidsafhængig forøgelse af stofudvaskningen fra deponeret skiferaffald ved den generelle affaldskarakterisering.

Som beskrevet i afsnit 4.4 kan skiferen indeholde radioaktive materialer, som kan betyde, at affaldet ikke vil kunne modtages på almindelige danske deponeringsanlæg, men vil blive karakteriseret som lav-radioaktivt materiale, hvortil der kræves speciel håndtering. Lignende udfordringer er rapporteret i USA med borespåner fra Marcellus skiferen, idet der er rapporteret eksempler på emissioner af luftbåren radon hidrørende fra deponeret skifer-borespåner på lossepladser (Walter et al. 2012).

Skiferens høje indhold af organisk kulstof (>2 % - i Terne-1 boringen i gennemsnit 6 % jf. afsnit 2.4) giver skiferen et højt sorptionspotentiale overfor organiske forbindelser. Sorptionen til det organiske kulstof angives af flere forskere (bl.a. Tan et al. 2014) som en væsentlig bindingsmekanisme for skiferens indhold af metan. Undersøgelser har vist at skifer kan sorbere miljøfremmede organiske forbindelser (Smith et al., 2005; Ju & Young, 2005; Min et al. 2005). Det forventes, at Alun Skiferen har en tilsvarende kapacitet, hvilket kan betyde at de mest hydrophobe organiske tilsætningsstoffer i boremudderet vil bindes til skiferet og dermed frigives over en længere tidshorisont ved udvaskning i et affaldsbehandlingsanlæg eller ved den efterfølgende deponering.

Affald fra fraktureringsprocessen og driftsfasen

Fraktureringsprocessen sker (som beskrevet i afsnit 3.1) under højt vandtryk med brug af sand, som skal holde de dannede sprækker åbne efter trykaflastningen. Under fraktureringsprocessen transporteres det tilsatte vand tilbage til terræn sammen med vand hidrørende fra formationen ("backwaterflow"). Udover de tilsatte stoffer kan vandet også indeholde suspenderet materiale i form af tilsat sand blandet med skiferpartikler samt eventuelt løsrevne udfældninger. Indholdet af suspenderet materiale i "flowbackwater" er typisk 500-1000 mg/L (jf. afsnit 4.2.2). Med en typisk produktion af spildevand på 13.300 m³/brønd (afsnit 4.2.2) giver dette en faststofmængde på 13 tons/brønd, som er en relativ beskeden mængde i forhold til affald genereret ved boreprocessen. Det

fraseparerede suspenderede materiale fra sedimentationstanken kan med fordel håndteres sammen med boreaffaldet fra skiferlagene.

Affald fra vandbehandlingsprocesser

Som beskrevet i afsnit 4.3.1 vil de forskellige vandbehandlingsprocesser, som udføres på spildevandet fra bore- og fraktureringsaktiviteterne, resultere i dannelse af faste restprodukter i form af slam (hidrørende fra udfældning, filtrering, sedimentation eller biologiske processer), og brugte materialer fra filtrering, sorption eller ionbytningsanlæg. Som beskrevet i afsnit 4.3.1 kan der dannes væsentlige mængder af udfældningsprodukter fra oppumpet formationsvand, da vandet er kraftig overmættet bl.a. med calcium. Udfældningsprodukterne vil sedimentere ud og vil bortskaffes som fast mineralsk affald. I tilfælde af sådanne affaldstyper skal modtages på almindelige danske deponeringsanlæg, kræves undersøgelser af udvaskningsegenskaber af affaldstyperne for at kunne vurdere, om affaldstyperne kan modtages på enheder for inert, mineralsk, blandet eller farligt affald uden yderligere forbehandlende aktiviteter. Det bør også vurderes om disse affaldstyper kan indeholde radioaktive materialer – jf. afsnit 4.4.

Som beskrevet i afsnit 4.3.1 anbefales det, at samforbrænde det biologiske slam, som kan genereres ved behandling af den recirkulerede injektionsvæske indeholdende væsesentielle mængder af organiske tilsætningsstoffer, med biologisk slam fra almindelig spildevandsrensning. Forbrændingen resulterer i produktion af slamasker, som kan deponeres på affaldsdeponier – efter detaljeret vurdering af udvaskningsegenskaberne.

4.4 Radioaktive stoffer

Alun Skifer Formationen fra tidsafsnittet Kambrium er den mest radioaktive bjergart på dansk område (se kapitel 2) (Schovsbo, 2002), og en af de mest radioaktive sorte skifre på verdensplan. Ved frakturering opsprækkes, nedbrydes og åbnes skiferbjergarten, hvorfor der kan forventes et radioaktivt indhold i bjergarts-cuttings (borespåner) og i borekerner, som mindst er på størrelse med indholdet i den faststående Alun Skifer. For nogle radioaktive stoffers vedkommende, som f.eks. radium, vil koncentrationen være højere i formationsvand og flowback vand med de dertil knyttede problemer, som kendes fra en række lande, der indvinder skifergas (Haluszczak et al. 2013; Warmer et al. 2013). Nedenfor beskrives forskellige faser af boreprocessen, hvor det radioaktive indhold i skiferen kan bringes til jordoverfladen. Det er fokus på uran (U-238) og thorium (Th-232), deres henfalds-produkt radium (Ra-226 og Ra-228); radon (Rn-222, ædelgas), som er henfaldsprodukt af radium samt radons henfaldsprodukter kaldet radondøtrene (Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214), som er faste stoffer og undertiden partikler. Desuden skal nævnes Po-210 og Pb-210, som er sene henfalds-produkter inden dannelse af stabilt Pb-206.

Uran og thorium i Alun Skiferens lerminerale og på mineraloverfladerne omkring porerummene er immobile under de reducerende forhold, der hersker i skiferen, mens radium er mobilt fra overflader og porerum (Fisher, 1998). Indholdet af uran og radium i alunskifer kan ses i tabel 2, kapitel 2. Variationen i de geologiske forhold og skiferens dannelse er bestemmende for de radioaktive stoffers niveau fra lokalitet til lokalitet. Alun Skiferens indhold af radioaktive komponenter kan sammenlignes med indholdet i f.eks. Marcellus skiferen (op til 84 mg/kg uran, gennemsnit 34 mg/kg, Hand & Banikowski, 1988), hvorfra der produceres gas fra tusindvis af borer i det østlige USA (Rahm et al. 2013). Regelsæt og principper for strålebeskyttelse for håndtering af radioaktive stoffer i forbindelse med indvinding af skifergas i Danmark kan ses i bilag 3.

Under boreprocessen (efterforskningsboring eller produktionsboring)

Bjergarts-cuttings, borekerner og boremudder: Fragmenter (borespåner/cuttings) af den faststående Alun Skifer indeholder de oprindelige radioaktive stoffer: Uran og thorium i/på skiferen og radium på overfladen af lerminerale og i væsken i porerne i skiferen. Ved boringen bringes materialet til overfladen, og cuttings adskilles så godt som muligt fra boremuddet på borepladsen. Borekerner af den oprindelige formation udtages så intakte og uforstyrrede som muligt. De anvendes overvejende til videnskabelige undersøgelser

Formationsvand: Formationsvand er det oprindelige vandindhold. Skiferens porøsitet er ca. 5–10 %, og det vurderes, at 10–80 % af porerne er væskefyldte. Formationsvandet kan være særdeles salt (*hypersaline brine*). En mindre del af formationsvandet kan følge med boremuddet op af borehullet, og det kan indeholde opløste radioaktive stoffer som radium og radon.

Under fraktureringsprocessen

Flowback vand og formationsvand (spildevand): Fordi den hydrauliske frakturering sker under højt tryk, vil en del af det nedpumpede vand returnere til terræn sammen med det oprindelige formationsvand. Det er usikkert, hvor stor en mængde, der er tale om, og mange forskellige værdier er i spil (f.eks. 10–80 %). Flowback vandet indeholder ofte høje koncentrationer af totalt opløste stoffer (TDS), tungmetaller, opslæmmede partikler, sand og opløste radioaktive stoffer frigjort fra formationen (Zhang, 2015) (se afsnit 4.2.2).

Flowback vand og formationsvand indeholder især opløst radium, undertiden mindre mængder af det ellers immobile uran, hvis der f.eks. er tilført iltende kemikalier, samt radon. Undersøgelser har vist at indholdet af radium kan være tæt ved 0, men i nogle tilfælde kan det være betydeligt større (Kargbo et al. 2010). Eksempelvis har Haluszczak et al. (2013) påvist værdier op til 176 Bq/m^3 , mens Rowan et al. (2011) har målt koncentrationer på 148 Bq/m^3 . Radon, der følger op til terræn med flowback vand, må forventes at forsvinde til atmosfæren.

Under og efter etableringen

Spildevandsbehandling: Det overskydende spildevand samles i bassiner (med plastikforing), nedpumpes i borer eller opbevares i beholdere, men dele eller det hele genanvendes undertiden i processen efter en rensning (se også afsnit 4.3.1) Uran-indholdet er forventeligt beskedent og radon henfalder hurtigt eller forsvinder almindeligvis i atmosfæren. Radium, der er opløst i vandet, må derimod – som nævnt ovenfor – forventes at være til stede i større koncentrationer (Haluszczak et al. 2013). Henfaldsprodukter fra radium vil det desuden også være relevante at tage hensyn til i denne sammenhæng. Der er udviklet metoder til at bestemme radiumindholdet i flowback vandet (Zhang et al. 2015). Ligeledes er det muligt at adskille radium fra spildevand f.eks. ved sulfatudfældning fra væsken (Warner et al. 2013). Det udfældede radiumsulfat kan opsamles, men er stadig radioaktivt og skal behandles som muligt radioaktivt affald (Gaucher et al. 2014). Aktivitetskoncentrationen for radium vil imidlertid afhænge af både udfældet karbonat (Ca, Mg, Sr, Ra) og af samlet sulfatudfældning. Behandling sker enten tæt ved borestedet eller på etablerede renseanlæg længere væk. Radium-problemet er især beskrevet i de lande, der producerer skifergas, bl.a. med fokus på toksicitet og strålingsfare for miljø og mennesker (Almond et al. 2014; Rowan et al. 2011).

Udfældninger: I tilfælde af etablering af gasproduktion kan der ske omfattende udfældninger (scales) i installationer (f.eks. rør, pumper, ventiler) og undertiden udenpå disse. Udfældningerne kan indeholde radioaktive stoffer, især radium-forbindelser (sulfat- og karbonatforbindelser) (Hilal et al. 2014). Dette kendes også fra den konventionelle olie- og gasproduktion med stedvis udfældninger med høje radiumværdier på 1000 Bq/g (Kolb & Wojcik 1985). Tynde udfældede film på overflader kan indeholde radondatterpartikler (Po-218), men også udfældninger af Po-210 og Pb-210 i forbindelse med sulfid på indersiden af rør forekommer. Udfældninger skal overvåges og behandles som radioaktivt affald, hvis koncentrationerne overstiger værdierne for undtagelsesniveauer i den danske lovgivning (Sundhedsstyrelsen, 2005).

Indhold i naturgassen: Den producerede gas kan indeholde radon fra skiferbjergarten, som bringes op sammen med brinen fra formationen (Rowan & Kraemer 2012). Utætheder i boreinstallationer ved f.eks. boringstop (well head) og gasforsyningsinstallationer kan lade gas og radon sive ud i det omliggende område bl.a. på borepladsen, hvor radon hurtigt forsvinder i den omgivende atmosfære. Om dette påvirker miljøet er tvivlsomt, men gassen, som sendes ud til forbrugeren, er kommet mere og mere i fokus. For eksempel er der i USA en øget opmærksomhed på om radon i gassen medfører en befolkningsrisiko, der skal undersøges og vurderes (Rowan & Kraemer 2012; Burkhart et al 2013). Udfældninger i gasrør bør også tages i betragtning (se ovenfor).

Relationer til grundvand og overfladevand: Under opbevaring, behandling og transport af spildevand er der risiko for spild og udsivning fra beholdere og vand-slambassiner, ligesom der fra utætheder ved boringen kan sive materiale ud, som kan nå vandmiljøet (US EPA, 2012c). I dansk grundvand er indholdet af radioaktive stoffer meget lavt, bortset fra på dele af Bornholm, hvor høje radon-værdier er målt. (Nielsen, 2006; Sundhedsstyrelsen 1986). Med et overvågningsprogram vil det være muligt at detektere eventuelt forhøjede værdier af radioaktive stoffer i grundvandet. For at kunne fastslå om grundvandet er påvirket, er det vigtigt at udføre monitoring omkring en mulig boreplads inden borearbejdet sættes i gang (EU Kommissionen, 2014).

Den opadgående bevægelse af formationsvand med indhold af radioaktive komponenter kan foregå gennem de overliggende bjergarter eller gennem sprækker og forkastninger i bjergarterne, hvilket kan forårsage, at bl.a. opløst radium og radon føres op mod grundvandsmagasiner (Flewelling & Sharma, 2014). Sprækkeforholdene behandles nærmere i kapitel 3.

Overvågning, behandling, transport og deponering af materialer fra boringen

Radioaktivt affald: Radioaktiviteten i det producerede affaldsmateriale fra boring, flowback vand m.v. skal undersøges løbende under boreprocessen for at bestemme affaldets videre skæbne (se også afsnit 4.3.2). Den danske lovgivning (Bekendtgørelse om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer 2002) har fastsat undtagelseskonzentrationer i Bq/g for forskellige radioaktive stoffer under hvilke, de ikke betragtes som materiale, der skal behandles som radioaktivt affald. Hvis koncentrationerne er over undtagelseskonzentrationerne vil der være krav om tilladelse til håndtering, opbevaring og bortskaffelse (Sundhedsstyrelsen, 2005) Se bilag 3. Naturligt radioaktivt materiale betegnes som NORM: Natural Occurring Radioactive Materials eller undertiden som TENORM: Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials. Bestemmelse af, om materialer fra processen er over undtagelseskonzentrationerne, bestemmes ved måling under og efter borearbejdet, men en overordnet vurdering kan formodentligt foretages baseret på oplysninger i afsnit 4.3.2. NORM opbevares midlertidigt på borestedet, hvorefter det enten emballeres eller transporteres til behandling. Til sidst skal affaldet sendes til et slutdepot eller

et mellemlager. Radioaktivt NORM materiale, der opstår ved dekommissionering af et produktionsanlæg, skal også opbevares.

Transport: Transporten af NORM affaldet og alle andre radioaktive stoffer transporteret i forbindelse med boringen skal følge den danske lovgivnings regler for transport af radioaktivt materiale, som findes i Bekendtgørelse om transport af radioaktive stoffer. (BEK nr. 993 af 5. december 2001).

Opbevaring: I Danmark opbevares NORM fra olie- og gasboringer af selskaberne selv. NORM materialet fra skifergasboringer kan være et nyt problemområde, fordi der måske bores et betydeligt antal brønde i et område, som når ned til Alun Skiferen med det højeste radioaktive indhold af alle danske bjergarter, og fordi flowback vandet efter fraktureringen muligvis kan indeholde et højt indhold af opløst radioaktivt materiale, specielt radium. Dette giver særlige udfordringer til overvågning, transport, behandling, opbevaring og slutdeponering, som bør løses før en frakturering påbegyndes. Aktivitetskoncentrationen i boreaffaldet fra prøveboringen ved Dybvad, ligger under undtagelsesniveauet fastsat i undtagelsesbekendtgørelsen. Sundhedstyrelsen har derfor meddelt, at bortskaffelse af dette materiale ikke kræver tilladelse for så vidt angår materialets indhold af naturligt forekommende radioaktive stoffer.

Afsluttende bemærkninger

Uran og thorium er begrænset mobile under reducerende forhold, hvorfor de helt overvejende kommer til terræn med cuttings. Hvis der etableres iltende forhold i borehullet under bore- eller fraktureringsprocessen pga. de anvendte kemiske stoffer, kan de radioaktive stoffer muligvis mobiliseres (Gaucher et al. 2014; Rowan et al. 2011). Cuttings skal opbevares efter de gældende regler. Radium-isotoperne og deres henfaldsprodukter kan udgøre et problem i forhold til forurening og strålingsfare på grund af et muligt højt opløst indhold i flowback vand og formations-vand. Radium har en positiv korrelation med det totale saltindhold i formationsvandet og synes reguleret af dette, hvorfor saltindhold kan være indikator/forudsigelse for radiumaktiviteten i det producerede vand (Fisher, 1998; Rowan et al. 2011). Radium kan fældes med sulfat, men vil derefter være et fast radioaktivt stof.

Radon og de fire radondøtre kan muligvis udgøre en risiko, men da radon er en gas med kort halveringstid (3,8 dage), skønnes dette ikke at udgøre et problem under boringen og etableringen. Et eventuelt indhold af radon skal imidlertid tages i betragtning som en mulighed i produceret skifergas, og dette bør undersøges nærmere før et produktionsanlæg med forsyning til husholdninger og industri sættes i gang (PHE, 2013).

Udfældninger af radioaktive stoffer i rør og pumper skal behandles forudsat at aktivitetskoncentrationen er over undtagelsesniveauet.

Det producerede affald og anlæg med mere skal løbende overvåges og måles for indholdet af naturligt forekommende radioaktive stoffer efter gældende regler og myndighedsbehandling. Det er vigtigt at overveje betydningen af, at systemet boring-returvand- radioaktive komponenter kan ændre sig over tid, især ved øget boreaktivitet (se også afsnit 4.3.2).

Når der skal etableres en egentligt boreplads, hvor der udføres ca. 10 boringer med med frakturering (Broderick et al. 2011), må der forventes en stor affaldsmængde, som kan indeholde radioaktive stoffer. De faktiske mængder af affald, der indeholder radioaktive stoffer over

undtagelsesniveauerne, kan først vurderes, når de aktuelle forhold ved en specifik boring kan tages i betragtning.

Forholdene omkring NORM-affaldet, herunder opbevaring, bør afklares inden en mulig produktion iværksættes, således at problemer for miljø og befolkning undgås. Fra et strålebeskyttelsesmæssigt synspunkt er det centrale aspekt dog ikke håndtering og opbevaring (lagring), men snarere slutdeponering (samlede mængder, økonomi, lokalitet etc.).

4.5 Udledning af metan og andre klimagasser fra skifergasindvinding

Som det fremgår af kapitel 2, er den præcise sammensætning af skifergas fra danske formationer ukendt, men generelt består skifergas primært af metan (ofte > 90 %), selv om andre gasser såsom ethan, butan, pentan, nitrogen, kuldioxid og svovlbrinte kan være tilstede i gassen. Med et drivhusgaspotentiale på 28 (over en hundredårig periode (IPCC, 2013)) er metan en meget potent drivhusgas, og udledning af metan til atmosfæren har stor betydning for den samlede miljøprofil af skifergas i form af drivhusgaseffekt. Dette afsnit behandler primært udledningen af metan, men et højt indhold af kuldioxid i skifergas kan være problematisk, da gassen dermed skal opgraderes, og såfremt kuldioxid udluftes til atmosfæren, bidrager dette til klimændringer. Potentielt kan der ske udledning af metan til atmosfæren fra alle produktionsfaser i forbindelse med skifergas; fra før-produktionsfasen (boring og brøndfærdiggørelse), fra produktions- og transportfasen (produktion, opgradering, transport og distribution) samt fra efter-produktionsfasen (fra nedlagte gasbrønde). Generelt er udledningen af metan fra produktions- og transportfasen ikke specifik for skifergas og vil derfor ikke blive behandlet videre i dette afsnit.

4.5.1 Metanemission under boring og brøndfærdiggørelse

Der kan ske udledning af metan under selve boringen af brønden som følge af, at der under nedboringen åbnes op til metanholdige formationer. Størrelsen af metanudledning i forbindelse med boring af brønden vil afhænge af de geologiske forhold. Der findes stor set ingen data for udledningens størrelse. En enkelt undersøgelse fra USA har vist store metanudslip på i gennemsnit 34 g CH₄/s per brønd i boringsfasen (Caulton et al. 2014). Den amerikanske miljøstyrelse anvender i deres drivhusgasemissionsopgørelse en emission på 51,3 kg CH₄ per brønd fra hele boringsperioden, der typisk varer 2 uger (US EPA, 2013a). Omregnes den af Caulton et al. (2014) målte gennemsnitlige metanemission til en samlet emission over en to-ugers periode, fås en emission, der er 2 til 3 størrelsesordener større end den værdi, der er foreslået af den amerikanske miljøstyrelse.

Efter boring af brønden vil der strømme væske tilbage til overfladen (flowback). I første omgang vil den tilbagestrømmende væske indeholde hydraulisk faktureringsvæske, gas fra de gasproducerende dele af formationen, samt en mindre mængde granuleret proppant (oftest sand). Indtil for nylig var det i USA almindelig praksis at lede den tilbagestrømmende væske til opbevaring og udlufte eller affakle gassen (dvs. afbrænde gassen i en fakkell), da det anvendte udstyr ikke var designet til at håndtere den slibende blanding af vand, sand, og gas. Mængden af gas, der enten udluftes eller afbrændes i en fakkell i denne periode, afhænger af brøndens produktionsrate, omfanget og varigheden af tilbagestrømning, den anvendte håndteringspraksis, og endelig af typen og driftsforholdene vedrørende den hydrauliske frakturering. Direkte udluftning vil sandsynligvis være mere fremherskende i de indledende faser af et skifergasfelts udvikling, inden et rørsystem til gasopsamling er fuldt udbygget, mens affakling (dvs. afbrænde gassen i en fakkell) er meget

almindeligt, når blandingen af gasser i den tilbagestrømmende væske ikke er af kommerciel karakter. "Reduced emissions completions" (RECs) (også kendt som "Green completions" (US EPA, 2011b)) er et alternativ til udluftning og affakling og anvendes i USA til at opsamle og derefter sælge metangassen, der er indeholdt i den tilbagestrømmende væske. REC-teknologier adskiller gas, vand og sand i tilbagestrømningsvæsken, hvorefter den udvundne gas sendes til gasopsamlingssystemet. Herved reduceres udledningen af metan og kuldioxid til luften, som ellers ville udluftes direkte eller affakles.

Emissioner i forbindelse med færdiggørelse af en brønd sker over en relativ kort periode (3-10 dage) (US EPA, 2011c). Efter nogen tid vil blandingen, der kommer til overfladen, stort set være fri for vand og sand, og derefter vil brønden blive forbundet til det permanente gasopsamlingssystem (Armendariz, 2009). Udledningen af metan i forbindelse med færdiggørelsen af brønden udgør derfor en relativ lille procentdel af den samlede metangas, der produceres over hele brøndens levetid (AEA, 2012; Howarth, 2014).

Udledningen af metan vil afhænge af en lang række faktorer, som gør det vanskeligt at bestemme udledningens størrelse. Geologi, teknologi og driftsbetingelser er vigtige faktorer, som kan forklare den høje grad af variabilitet i metanemissionsrater, der er refereret i litteraturen. Da alle brønde har flere mulige kilder til lækager, kan emissionen forventes at variere mellem forskellige brønde i samme område (US EPA, 2013b). Anvendt teknologi og praksis omkring indvinding har endvidere udviklet sig over tid. Tabel 20 giver en oversigt over emissionsrater fra brøndfærdiggørelse rapporteret i litteraturen. Niveauet af emissioner er meget usikkert og stærkt debatteret. Publicerede estimater over, hvor meget metan, der frigives i fasen hvor brønden færdiggøres varierer med over to størrelsesordener (Howarth et al. 2011a; Jiang et al. 2011; Logan et al. 2012; O'Sullivan & Paltsev 2012; URS, 2012; US EPA, 2012b). Nogle offentliggjorte estimater er baseret på et begrænset antal lokaliteter (f.eks. Jiang et al. 2011), mens andre (f.eks. Howarth et al. 2011a) er kontroversielle på grund af deres størrelse. Reelt er der kun udført relativt få emissionsmålinger og kun på et fåtal af brønde. Størstedelen af de rapporterede emissionsrater er estimerede ud fra en række forskellige antagelser og beregningsmetoder.

Tabel 20. Eksisterende estimater af metanemission som følge af tilbagestrømning under færdiggørelse af brønde.

Reference	Metanudledning (t CH ₄ frigivet per færdiggjort brønd) uden brug af afværgeforanstaltninger	Bemærkning
Jiang et al. 2011	Interval: 26 - 1000 Gennemsnit: 400	Beregnet ud fra en antagelse om startproduktionsraten og en antagelse om en periode for brøndfærdiggørelse på mellem 4 til 15 dage (uden gasopsamling og afværge).
Howarth et al. 2011a	Interval: 75 - 3644 Gennemsnit: 1090	Beregnet ud fra faktiske startproduktionsrater og en antagelse om en periode for brøndfærdiggørelse på mellem 5 til 12 dage (uden gasopsamling afværge).
O'Sullivan & Paltsev, 2012	Interval: 147 - 633 Gennemsnit: 228	Beregnet ud fra startproduktionsraten og en antagelse om en periode for brøndfærdiggørelse på 9 dage (uden gasopsamling og afværge). Med gasopsamling og afværgeforanstaltning (70 % opsamles, 15 % udluftes og 15 % affakles): Interval: 35 - 151 Gennemsnit: 50
URS (2012)	Interval: 5 - 17 Gennemsnit: 11	Beregnet ud ved brug af metoden anbefalet af US EPA (2011) men ved brug af data tilvejebragt af den amerikanske gasindustri (5 selskaber, færdiggørelse af 98 brønde uden brug af REC)
US EPA (2012b)	A: 167 (specifik for skifergasformation) B: 136 Generel for ikke-konventionel gas indvinding)	Gennemsnit beregnet ud fra data vedr. gas opsamlet ved anvendelse af REC samt periode for brøndfærdiggørelse (mellem 3-10 dage) tilvejebragt af gasindustrien i USA

Ved omregning fra volumen til vægt er antaget en gasdensitet på 0,68 kg/m³ og et metanindhold på 78,8 % vol. (AEA, 2012).

4.5.2 Metanemission fra lækager under produktion, opgradering og transport

I produktionsfasen kan der ske udledning af metan til atmosfæren via lækager fra kompressorer, opgraderingsenheder, lagertanke, ventiler, pumper, rørsamlinger, mm. (Alvarez et al. 2012). Endvidere kan der ske diffusiv udledning af metan fra brønden i tilfældet af, at brønden ikke er tæt. I tilfælde af, at brøndintegriteten er blevet kompromitteret f.eks. ved svigt i forerøret, der er ført til overfladen, eller i cementtætningen omkring forerøret, kan der ske metantransport og udledning (se afsnit 3.4.2). Sådanne udslip er dog ikke specifikke for skifergasbrønde.

Under transport- og distributionsfasen kan der ligeledes ske metanudledning på grund af lækager. Når gassen når frem til distributionsledningerne, er risikoen for lækager, og dermed emissioner, den samme, uanset om gassen er blevet leveret fra skifergasbrønde eller fra konventionelle gasbrønde.

Howarth et al. (2011b) og Hayhoe et al. (2002) har anslået en gennemsnitlig nedstrømsemission (metanudledninger fra opbevaring, transport og distribution af gas) på 2,5 % af den samlede metanproduktion over levetiden af en brønd, hvor en række andre undersøgelser angiver noget lavere estimerede gennemsnitlige metanemissioner på mellem 0,07-0,9 % (Jamarillo et al. 2007; Ventakesh et al. 2011; Jiang et al. 2011; Stephenson et al. 2011; Hultman et al. 2011; Burnham et al. 2011; Cathles et al. 2012). De estimerede emissioner baserer sig primært på amerikanske erfaringer og undersøgelser. Andre estimater fra USA og Canada angiver, at hhv. 1,54 % og 0,4 % af den samlede gasproduktion tabes via lækager i gasdistributionssystemet (Bradbury et al. 2013; (S&T)² Consultants Inc. 2012). Regionale studier har dog peget på, at metanemissionen kan være væsentligt højere - op til 4 % af produktionen inkluderende emissionen fra brønde, indsamlingsrør, kompressor stationer, og kondensattanke (Petron et al. 2012).

Samlet tyder resultaterne på, at metanemissioner fra produktions- og transportfasen kan udgøre en betydelig andel af den samlede udledning set over hele brøndens levetid. Dette kan have stor betydning for den samlede drivhusgasprofil for skifergas.

4.5.3 Metanemission fra brøndlækager og efter nedlæggelse

Når gasproduktionen fra en brønd ikke længere er økonomisk rentabel, lukkes brønden permanent. Brønden nedlægges og plomberes ved at fylde den med cement og mekaniske propper (se afsnit 3.4.6). Ikke desto mindre, som følge af den gradvise nedbrydning af materialer eller utilstrækkelig brøndkonstruktion, vil mange forladte brønde lække enten gennem forerøret, der er ført til terræn (surface-casing vent flow) eller omkring borehullet (gastransport gennem forerør og cementkappe) (Dusseault et al, 2000; Watson & Bachu, 2009) (se afsnit 3.4.4). Kilden til disse lækager er ofte ikke metan fra den oprindelige produktionsformation, men en mellemliggende gasbærende formation, der ikke har været i produktion, fordi den enten ikke var kendt eller ikke var af kommerciel værdi (Muehlenbachs, 2012).

Andelen af forladte brønde, der lækker, er vanskelig at vurdere. Der er udført flere undersøgelser og en oversigt over andelen af brønde med udslip på grund af tabt brøndintegritet er samlet i tabel 7 i afsnit 3.4. Som det fremgår af tabellen viser flere undersøgelser, at der kan ses udslip fra op til 4-6 % af de undersøgte brønde. Nedbrydning af cement er den almindeligste årsag til metanlækage (Watson & Bachu, 2009). Over tid vil cementens (og/eller kappens) kvalitet forringes, så gas kan lække langs det ringformede rum mellem foringsrøret og produktionsformationen (Dusseault et al. 2000). Denne forringelse af cementens struktur over tid forklarer, hvorfor ældre brønde lækker mere. En undersøgelse fra Quebec af brønde, der alle var mindre end tre år gamle, viste dog, at en stor andel af de undersøgte skifergasbrønde (18 ud af 29 brønde) lakkede (BAPE, 2011). Mueller og Eid (2006) advarer om, at den trykprøvning, der udføres straks efter cementering af forankringsrøret kan forårsage alvorlige tangentielle belastninger på cementkappen, som kan føre til fejl i cementens struktur. Det er derfor vigtigt at overvåge integriteten af brøndens tilstand efter afropning og nedlæggelse.

Der vides meget lidt om størrelsen af metanflukse fra de millioner af forladte brønde, der f.eks. findes i USA. I en undersøgelse af 42 gas- og oliebrønde i Pennsylvania blev den gennemsnitlige metanfluks målt til 0,27 kg/d/brønd (Kang et al. 2014). Målingerne blev udført ved hjælp af flukskamre placeret på jordoverfladen i umiddelbar nærhed af brønden. Til sammenligning blev den gennemsnitlige metanfluks fra 52 kontrolområder målt til $4,5 \times 10^{-6}$ kg/d/placering (Kang et al. 2014).

4.5.4 Estimerede livscyklus-baserede emissioner fra skifergas (fra brønd til afbrænding)

Howarth, der sammen med kolleger udgav den første og sidenhen meget debatterede artikel, som analyserede skifergas' samlede CO₂ fodtryk (Howarth et al. 2011b), har for nylig sammenstillet en række undersøgelser (11 i alt) af den samlede metanudledning fra skifergas og konventionel gasindvinding og produktion rapporteret i litteraturen (Howarth et al. 2014). Den samlede udledning af metan er udtrykt som en procentdel af den samlede mængde metan produceret fra en brønd over hele brøndens levetid. Udledningerne er fordelt på opstrømsemissioner for konventionel gas, opstrømsemissioner for ukonventionel gas, herunder skifergas, og nedstrømsemissioner for konventionel gas. Opstrømsemissioner inkluderer metanudslip ved brønden og gasopgradering,

mens nedstrømsemissioner omfatter emissioner fra opbevaring, transport af gas over lange afstande i højtryksrørledninger, og distribution til det lokale marked. Opstrømsemissionen af metan for ukonventionel gas, herunder skifergas, varierede mellem 0,6 og 3,3 % (gennemsnit 2,0 %) af den samlede produktion af metan, mens nedstrømsemissionen af metan varierede mellem 0,07 og 2,5 % (gennemsnit 1,0 %). Til sammenligning varierede opstrømsemissionen af metan for konventionel gas mellem 0,2 og 1,8 % (gennemsnit 1,1 %) af den samlede produktion af metan. Nedstrømsemissionerne blev antaget at være de samme for konventionel og ukonventionel gas.

AEA (2012) har sammenstillet drivhusgasemissionsrater ($\text{g CO}_2/\text{MJ}$) rapporteret i litteraturen for de forskellige faser af skifergasindvinding og produktion, herunder præ-produktionsfasen (boring, hydraulisk frakturering, og brøndfærdiggørelse), gasbehandling, gastransport og afbrænding. Vurderingen indbefatter alle emissioner, dvs. både diffusive udledninger af metan, men også udledning af kuldioxid i forbindelse med brug af brændstof til drift af maskiner. Vurderingen er baseret på følgende referencer: Stephenson et al. (2011), Jiang et al. (2011), Skone et al. (2011), Howarth et al. (2011b), European Parliament (2011) og Broderick et al. (2011). Emissionen af drivhusgasser fra præ-produktionsfasen (boring, hydraulisk frakturering, og brøndfærdiggørelse) blev anslået til at udgøre 0,1 til 23 % (gennemsnitlig 8 %) af de samlede emissioner, mens emissionen fra opgradering og transport blev anslået til at udgøre 12 til 34 % (gennemsnitlig 17 %) af de samlede emissioner (alle tal er beregnet fra tabel 11 i AEA, 2012).

AEA (2012) har udført en livscyklusbaseret analyse af drivhusgaseffekten ved elektricitetsproduktion fra skifergas i Europa sammenlignet med konventionel gas (dels gas produceret i Europa og dels gas importeret fra lande udenfor Europa). Undersøgelsen viste, at drivhusgasemissionen per enhed elektricitet (gCO_2/kWh) produceret fra skifergas er 4 til 8 % højere sammenlignet med elektricitet produceret fra konventionel gas udvundet og produceret i Europa. Antages, at der anvendes bedst mulig teknologi vil emissionen fra elektricitetsproduktion fra skifergas kunne reduceres til at være 1 til 5 % højere end for konventionel europæisk gasproduktion. Sammenlignes i stedet med elektricitetsproduktion fra konventionel gas importeret fra lande som Rusland og Algeriet, kan emissionen fra elektricitetsproduktion fra skifergas produceret i Europa være 2 til 10 % lavere. Tilsvarende ses en lavere emission (7 til 10 %) fra europæisk skifergas sammenlignet med import af flydende naturgas (liquid natural gas) produceret i Mellemøsten. AEA (2012) tager i deres undersøgelse forbehold for, at de opstillede scenarier er hypotetiske og konkluderer, at analysen er forbundet med usikkerheder. Særlig data vedrørende emissioner fra præ-produktionsfasen i forbindelse med skifergasproduktion er mangelfuld.

4.5.5 Andre luftemissioner fra skifergas

De luftemissioner, der kan henføres til indvinding og produktion af skifergas, kommer typisk fra de samme kilder (f.eks. borerigge, lastbilmotorer, gaskompressorer, opbevaringsdamme, udluftning og affakling) som dem, der er forbundet med konventionel gasproduktion og andre former for råstofindvinding og industriel aktivitet. Den væsentligste forskel er, at emissionen fra disse kilder kan være mere intensiv i forbindelse med indvinding af skifergas på grund af den ekstra indsats, der kræves for at udvinde gas fra skifer (længere boringstid, flere boreriger, dybere boreriger, horisontale boreriger), behovet for hydraulisk frakturering, anvendelse af flere lastbiler, mere kraftfulde pumper og større opbevaringsdamme, mm. Luftemissioner fra disse kilder omfatter nitrogenoxider (NO_x), svovloxider (SO_x), partikler, BTEX og andre skadelige luftforurenende stoffer. Flygtige organiske stoffer (VOC'er) og andre forurenende stoffer, der findes i skifergassen og fraktureringsvæsken (se afsnit 2.2 samt afsnit 4.2.2), kan frigives til luften fra både brønde og aktiviteter i forbindelse med

håndteringen af tilbagestrømning af væske fra brønde (separatorer, damme, eller opbevaringstanke) (Gilman et al. 2013). Ved tilstedeværelse af NO_x og kulilte (CO) kan VOC fungere som prækursor til dannelse af troposfærisk ozon, som har en række sundhedsskadelige effekter på mennesker, herunder særligt respiratoriske sygdomme (US EPA, 2012a; McKenzie et al, 2012). Da de enkelte kilder til forurenende stoffer kan være spredt ud over et større område, kan det være svært at estimere den samlede udledning. I øjeblikket er målte data for direkte luftemissioner fra produktionsprocesser i forbindelse med skifergas (herunder brøndfærdiggørelse og afdampning fra opbevaringsdamme) meget begrænset. Der findes dog enkelte eksempler på, at emissioner fra store felter med skifergasindvinding kan øge de regionale ozonniveauer i perioden, hvor boring og færdiggørelse af skifergas brønde pågår (Robinson, 2012). I forbindelse med en risikovurdering af skifergas' påvirkning af lokalbefolkningen blev der målt forskellige luftforureningskomponenter (bl.a. VOC og BTEX) i nærheden af et skifergasfelt i Colorado. Generelt var koncentrationerne størst i en relativt kortvarig periode, hvor aktiviteter med færdiggørelse af brønde dominerede (McKenzie et al. 2012). Ved en undersøgelse foretaget på Barnett Shale Fortworth Basin i Texas blev det konstateret, at 16,5 % af de undersøgte lokaliteter havde koncentrationer af metan > 3 ppm lige udenfor hegnet omkring produktionsanlægget, mens 8,0 % af lokaliteterne havde svovlbrintekoncentrationer > 4,7 ppb (over lugttærsklen) (Eapi et al. 2014).

4.5.6 Afværgeforanstaltninger mht. reduktion af udledning af drivhusgasser

Dette afsnit opsummerer viden om teknologier og praksis til reduktion af drivhusgasemissioner fra skifergasindvinding og -produktion. Den mest signifikante forskel på drivhusgasemissioner fra skifergasproduktion i forhold til konventionel gasproduktion opstår i præ-produktionsfasen, og afsnittet fokuserer derfor på denne fase. Men som tidligere nævnt, er der betydelige emissioner fra udstyr, der anvendes i produktionsfasen, for eksempel pumper og kompressorer. Her findes forbedrede teknologier, der kan bidrage til en samlet reduktion af drivhusgasemissioner fra skifergasproduktion. Reduktion af emission fra lækager i gasdistributionssystemet vil kræve forbedringer af gasforsyningsinfrastrukturen uden for skifergaslokaliteten. Bortset fra nye rør der skal forbinde brøndhovedet til opsamlingssystemet, vil distributionssystemet sandsynligvis være uden for skifergasproducenternes rammer. Afhængig af skifergassens kvalitet kan det være nødvendigt at opgradere gassen, inden den føres til distributionssystemet, hvilket formodentlig vil ligge inden for skifergasproducenternes ramme.

Den væsentligste emission under boring og den hydrauliske fraktureringsfase er kuldioxid fra forbrænding af brændstof. Energi til boreoperationen og hydraulisk frakturering leveres normalt af dieselfyrede forbrændingsmotorer. Dieselmotorer er en kilde til forurenende stoffer såsom NO_x, CO, CO₂ og uforbrændte kulbrinter (HC). Trevejskatalysatorer kan anvendes på borerigmotorer til at reducere ikke-CO₂-udslip. Anvendelse af gasmotorer eller motorer drevet fra det lokale elnet kan også være en mulighed, hvis den nødvendige infrastruktur er til rådighed på lokaliteten (AEA, 2012). Tilsvarende, hvis en brønd på et senere tidspunkt skal genfraktureres, kan brug af gasmotorer være et alternativ til dieselfyrede motorer.

Efter afslutning af fraktureringen vil der som tidligere nævnt strømme væske tilbage til brøndhovedet (flowback), som indeholder en kombination af vand (herunder formationsvand og fraktureringsvæske), sand, kulstofholdig væske og gas. Såfremt væsken ikke opsamles og behandles, vil metanen frigives til atmosfæren. Metanemissioner fra den tilbagestrømmende væske kan nedbringes med 90 % ved anvendelse af REC (US EPA, 2011b), hvilket reducerer behovet for affakling. Anvendelse af REC betyder, at der midlertidigt skal installeres udstyr designet til at

håndtere den høje indledende strøm af vand, sand og gas. Et sandfang bruges til at fjerne de faste stoffer, og efterfølges af en trefaseseparator, som separerer vandet fra kondensatet (flydende kulbrinter) og gas. Gassen kan derefter sendes direkte til distributionssystemet eller til gasopgraderingsanlæg, såfremt gassens kvalitet er utilstrækkelig. I den indledende fase, hvor der endnu ikke er infrastruktur til at modtage gas, kan gassen opbevares eller affakles. Ved affakling, skal det bemærkes, at gasaffakling højest er 98 % effektiv (AEA, 2012; CCA, 2014), hvilket betyder, at mindst 2 % af metanen vil forlade faklen uforbrændt. Det er blevet fremført, at ved fuld implementering af REC-teknologier kan emissionsniveauet nedbringes svarende til det emissionsniveau, der ses i forbindelse med konventionel gasindvinding (Broderick et al. 2011).

Hvis gastrykket i brønden er lavt, kan det være vanskeligt at fortrænge væsken fra den hydrauliske frakturering, og det kan være nødvendigt at pumpe komprimeret naturgas eller inert gas ned i brønden for at hjælpe med at "flytte" fraktureringsvæsken. Et lavt tryk kan begrænse effektiviteten af ethvert behandlingstrin og vil begrænse mængden af gas, der kan udvindes uden yderligere komprimering. Hvis koncentrationen af inaktive gasser, såsom CO₂ eller N₂, er for høj, kan det være økonomisk urentabelt at udvinde gassen, og som ovenfor nævnt kan det være nødvendigt at affakle gassen, indtil sammensætningen af gassen er acceptabel. Ved affakling af gassen kan det være nødvendigt at køre med en gentagen antænding, indtil energiindholdet i gassen er tilstrækkelig til at opretholde en flamme.

Den amerikanske miljøstyrelse har for nylig indført føderale forordninger, der betyder, at det fra januar 2015 er obligatorisk at anvende REC-teknologier på alle nye brønde, der fraktureres, samt på brønde, der genfraktureres. Den opsamlede gas skal udvindes og må ikke affakles. Forud for denne dato håndteredes gassen i forbindelse med brøndfærdiggørelse primært ved affakling eller ved opsamling og affakling.

Som nævnt er der en række potentielle emissionskilder i forbindelse med produktions- og transportfasen herunder fra lækager i forbindelse med gasbehandling, oplagstanke, kompressorer, rørledninger, samlinger, mm. Der findes en række teknologiske muligheder for at reducere metanemissionen fra lækager i produktions- og transportfasen. Da disse ikke er specifikke for skifergas, behandles de ikke yderligere her. AEA (2012) giver en god oversigt over forskellige muligheder og anvendelse af bedst tilgængelige teknologi.

Udslip af metanemission fra brønden både i produktionsfasen og efter nedlæggelse af brønden sikres primært ved korrekt konstruktion og nedlæggelse af brønden - under løbende monitorering og udbedring. Brøndintegriteten kan testes på forskellig vis som omtalt i afsnit 3.4.2 både i forbindelse med konstruktion af brønden men også løbende over brøndens levetid.

4.5.7 Monitorering af luftemissioner fra skifergas

Metan kan emitteres flere steder fra selve brøndhovedet f.eks. fra samlinger og fra udluftning af forerørret. Brønden bør løbende monitoreres for lækager således, at lækageområder kan udbedres og udslippet begrænses. Der findes flere håndholdte måleudstyr, hvoraf en del er metanspecifikke, der kan anvendes til lækagesøgning fra fysiske installationer. En lækagesøgning vil føre til identifikation af utætheder, men vil som oftest ikke give information om udslippets størrelse. Størrelse af udslippet fra en lækage kan bestemmes ved indkapsling af lækagen og efterfølgende koncentrations- og flowmålinger. Sådanne målinger er velkendte fra andre typer anlæg, og der findes kommercielle firmaer i Danmark, der kan udføre sådanne målinger.

Metan kan også emitteres fra jordoverfalden rundt om brønden som følge af utætheder i cementeringen omkring borehullet og efterfølgende gas transport i den umættede zone. Den mest almindelige metode til at måle emission fra en jordoverflade er ved anvendelse af stationære flukskamre, som består af et lukket kammer uden bund, som placeres på jordoverfalden. Akkumuleringen af metan (og evt. andre gasser) måles inde i kammeret over en relativ kort periode (oftest 5 til 30 minutter), og på baggrund heraf kan fluksen fra overfladen beregnes. Metoden er veldokumentet og velafprøvet og har været anvendt på en række tekniske anlæg bl.a. deponier og slammineraliseringsanlæg men også landbrugsjorde i Danmark. Såfremt, at der er stor rumlig variation i emissionen fra overfladen, kan det være en udfordring at måle den samlede emission fra brøndområdet ved anvendelse af flukskamre, da disse ofte kun dækker et begrænset område ($< 1\text{m}^2$). Det vurderes, at der findes kommercielle firmaer i Danmark, der vil kunne udføre sådanne målinger.

Metanemissionen fra enkelte brønde eller fra et område med flere brønde vil formentlig kunne måles ved hjælp af en sporstofmetode, hvor et sporstof frigives tæt på emissionskilden, samtidig med at der udføres målinger af metan og sporstof nedvinds kildeområdet (Mønster et al. 2014). Denne metode er velafprøvet på deponier, biogasanlæg, komposteringsanlæg (Mønster et al. 2015). Der findes kommercielle firmaer i Danmark, der vil kunne udføre sådanne målinger. Metoden vil formentlig også kunne bruges til at måle emissionen i forbindelse med boring samt brøndfærdiggørelse.

Gastransport i den umættede zone omkring en eller flere brønde kan måles ved udførelse af poreluftmålinger, hvor poreluftens indhold af metan (og evt. andre gasser) måles. Eksempelvis kan der installeres permanente gasprøvetagningsprober i forskellig dybde og afstand til brønden, som løbende monitoreres. Sådanne undersøgelser er velkendte og veldokumenterede i forbindelse med undersøgelser på forurenede grunde og deponier, og der er stor ekspertise i Danmark.

5. Effekter på landskab og trafik

I det følgende er borepladsens indretning infrastruktur og rumlige udbredelse, samt effekter på landskab, trafik og visuel påvirkning under skifergasproduktionens seks faser: Forundersøgelse, prøve-boring, horisontal boring, hydraulisk frakturering, indvinding af gas og nedlukning beskrevet på baggrund af litteraturstudier. Hovedpointerne er relateret til en dansk kontekst. Kapitlet indeholder også beskrivelse af mulige afværgeforanstaltninger og har dermed også afsnit af præskriptiv karakter.

5.1 Beskrivelse af borepladsen

De landskabelige påvirkninger af en skifergas produktion afhænger af skalaen emnet betragtes fra. I de nære omgivelser ved den enkelte boreplads peger undersøgelser på gener i forbindelse med støjen fra borerigge og lastbiler, blændende lys specielt fra boretårnet, og at borepladsens industrielle udtryk har en uheldig virkning i en landskabelig kontekst (Holloway, 2013; Ewen et al. 2012). Måden problematikkerne imødegås er vha. landskabsanalyse og landskabsarkitektoniske greb samt regler for lys og støj bekæmpelse.

Den enkelte skifergas boreplads består af en mosaik af mobile enheder. Men når produktionen for alvor er sat i gang seriekobles flere borepladser på et udvalgt areal (Ewen et al. 2012). I den regionale skala er borepladserne indbyrdes organiseret med deling og sammenkobling af vejanlæg, strømforsyning, gas og vandledninger, afvandingskanaler og transport af tung trafik mm. af økonomiske og landskabs beskyttende årsager (CCA, 2014). Og i denne skala er det mest hensigtsmæssigt at behandle skiferproduktionen som en infrastruktur. Landskabet beskyttes for yderligere fragmentering ved at samle så mange horisontale brønde som muligt, for at minimere infrastrukturen.

Skifergas borepladser er i deres grundopbygning ens over hele verden. Design parametrene er bestemt af en række industrielle standarder for udstyr til skifergas indvindingsprocessen, der i alle lande skal være testet og godkendt (Broomfield, 2012.) Borepladserne varierer alligevel en del i detaljen, fordi de afhænger af lokale geologiske forskelle, og fordi enkelte stater eller lande kan have skærpede miljømæssige restriktioner.

Undergrundens geologiske sammensætning, hvor langt nede Alun Skiferlaget ligger, skiferens modenhed, porøsitet samt en lang række andre geologiske faktorer (se kapitel 2), indvirker på mængden og sammensætningen af både gas, borespån og spildevand, som bestemmer størrelsen af redskaber, containere, siloer lastbiler og mængden af dem. Modtagelsen og bearbejdningen af både det, der kommer op af jorden, gas, spildevand og borespån, og det der pumpes ned i jorden, fraktureringsvæske (vand, sand og kemikalier) afhænger af den nationale lovgivning omkring bl.a. vand og miljøbeskyttelse samt regler indenfor arbejdsforhold. Ud fra dette grundlag bestemmer antallet af boringer dimensioneringen (CCA, 2014).

Placeringen, mængden og tætheden, hvormed borepladserne placeres i landskabet, afhænger derimod af den nationale planlov, og trafikafvikling, den energimæssige infrastruktur, kulturværdier, vanddepoter samt en lang række andre faktorer. Ud fra sammenlignende undersøgelser af alle geologiske lag og geologisk påvirkende faktorer samt nationale lovmæssige faktorer, er det muligt at komme forholdsvist tæt på et estimat for opbygningen af en dansk

boreplads. Landskabets udformning er desuden en ukendt faktor der har stor indvirkning på udtrykket. Med udgangspunkt i Alun Skiferlaget, er det alligevel muligt at give et kvalificeret bud.

Alun Skiferen i Marcellus gas formationen, (nordøstlige USA), der også er en del af Appalachebassinet, ligner den danske Alun Skifer på blandt andet tykkelse, dybde og generelt indhold af ler og organisk materiale. Man kan derfor forvente en forholdsvis analog gasindvinding herfra. Området omfatter Pennsylvania og West Virginia, sydøstlige Ohio og den nordlige del af staten New York.

5.2 Faser i skifergas produktionen

Skifergas produktionen kan inddeles i seks forskellige faser (se tabel 1) som kræver forskelligt industrielt udstyr, og faserne har derfor forskellige indvirkninger på omgivelserne (Broomfield, 2012). Forundersøgelsen i fase 1 er ofte baseret på statistisk data og foregår ikke i felten, mens prøveboringen der i fase 2 benyttes udstyr svarende til fase 3. Fase 3 (Horisontale boringer), fase 4 (Hydraulisk frakturering) og Fase 5 (Indvinding af gas) varierer indbyrdes og med hensyn til borepladsens struktur. Disse tre faser illustreres i fotos nedenfor, mens fase 6 (Nedlukning) behandles særskilt.

5.2.1 Eksempler på skiferborepladser i Marcellus formationen

Fase 3. Horisontale boringer



Billede 1. Fase 3. Horisontal boring. Eksempler på skiferborepladser i Marcellus formationen.
Copyright: Maruells-Shale.US.

Borepladsen ligger ved Pittsburgh internationale lufthavn i Pennsylvania. Pladsen er kvadratisk med boretårnet placeret i midten. Rundt om boreriggen står containere til bl.a. boremudder, borespån, kemikalier, borerør mm. samt en vogn til dataovervågning og siloer til retur vand. Langs kanten af pladsen står skurevogne til mandskabet samt mindre køretøjer. Borepladsen er placeret på et planeret højdedrag. Ved siden af pladsen er der gravet ud til et bassin til retur vandet. Borepladsens

høje placering, medvirker sammen med et ca. 3 meter højt hegn, til visuelt at afskærme containere og lastbiler, mens boretårnet, der rager op, vil være mere eksponeret pga. terrænhøjden.

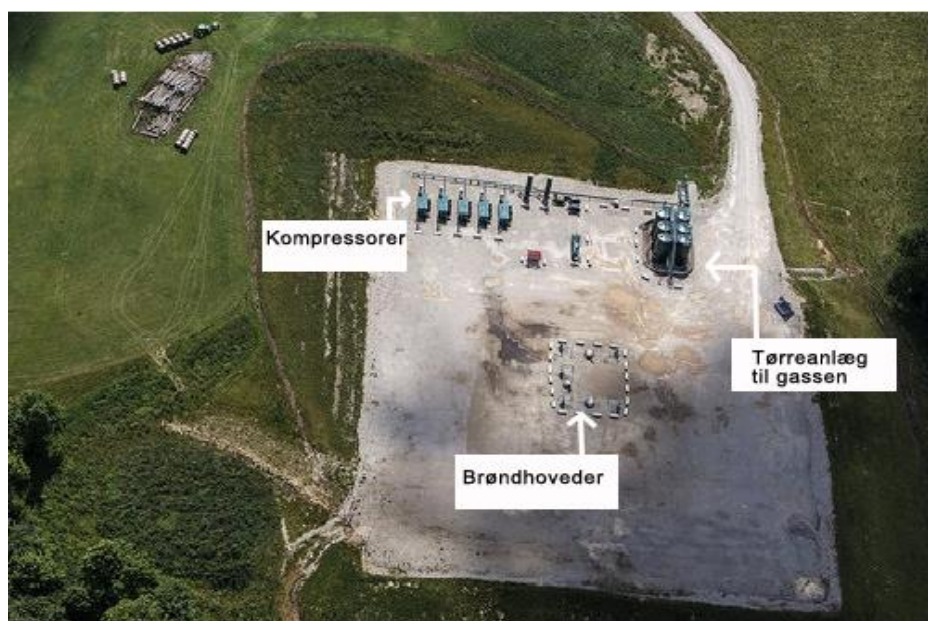
Fase 4. Hydraulisk frakturering



Billede 2. Fase 4. Hydraulisk frakturering. Eksempler på skiferborepladser i Marcellus formationen.
Copyright: Kansas Geological Society.

Boreplads tæt på Pittsburgh, Pennsylvania. Boretårnet er fjernt. Det samme er skurvogne til personalet. Overvågningsvognen står tilbage. Containere til boreprocessen er fjernet og erstattet af lastbiler med maskiner og materiale samt pumper til fraktureringsprocessen. Vand til fraktureringsprocessen kommer med tankbiler, som ses til venstre på fotografiet. Der er intet bassin til modtagelse af returvand. Enten køres vandet med tankbiler til rensningsanlæg, eller det pumpes tilbage i jorden. Transport af vand til og fra borepladsen øger trafikken af tankbiler til pladsen en del. Pladsen ligger på et fladt terræn uden behov for jordarbejde. Den er placeret op ad et skovbryn, som dels blødgør det industrielle udtryk og skærmer for indblik til borepladsen.

Fase 5. Produktionen



Billede 3. Fase 5. Produktionen. Eksempler på skiferborepladser i Marcellus formationen.
Copyright, Dan Gleiter. Pennlive.

Boreplads nær Pittsburgh, Pennsylvania. Alle lastbiler er fjernet. Boringerne er lukket med et brøndhoved, hvorfra trykket kan reguleres. Kondensatorerne fjerner vandet fra gassen, inden gassen kommer over i tørreanlægget, hvor det sidste vand udskilles. Gassen ledes videre ad en nedgravet rørføring.

Borepladsen er placeret i en lavning, gravet lidt ind i skrænten. Den er derfor kun synlig fra to sider, specielt da der ikke længere er høje elementer på pladsen.

De seks faser har meget forskellige tidsmæssige udstrækninger (se tabel 1 og figur 21). Indvirkningen af en skifergasboreplads på omgivelserne varierer derfor i forhold til processens fremskridning.



Figur 21: De seks fasers forskellige tidsmæssige udstrækninger i en skifergasindvinding

Boretårnet, som kan ses langt omkring står kun på pladsen i fase 2-3 og måske lidt ind i fase 4. Dvs. 1 1/2 – 2 år, mens borepladsen indeholder ganske få elementer i produktionsperioden, som varer 20-40 år. Brøndene genfraktureres efter nogle år. Hart (2013) skriver at brøndene genfraktureres hvert 5 år, mens Broomfield (2012) skriver genfraktureringen sker hvert 10 år gennem op til 40 år efter anlæggelsen. I tidsskemaet ovenfor er genfraktureringen sat til en gennemsnitlig værdi, hvert 7 år.

5.3 Påvirkning på landskab

Gennemgangen af landskabseffekter opdeles i flere undersøgelser i forhold til faserne i henholdsvis efterforskning og produktion. Den største påvirkning på landskabet vil være i de faser, hvor boreplatformen etableres, hvor der bores og frackes, og hvor infrastruktur, såsom veje og rørledninger etableres (AMEC, 2013). Det foregår i fase 2-4 jf. Broomfield (2012), se også tabel 1. Her finder de største ændringer i arealanvendelsen sted, og landskabets karakter kan ændre sig. Selve produktionsfasen kan involvere en indskrænkning af den areelle påvirkning, når boretårn og tekniske installationer til frakturering fjernes. Som det nævnes i tabel 1, kan planlægning af genfraktureringen betyde, at denne indskrænkning ikke sker. Testboringer vil sædvanligvis finde sted først, og det vil ikke nødvendigvis være samme placering, der anvendes i den egentlige produktionsfase.

5.3.1 Karakter af påvirkningen på landskabet

De vigtigste påvirkninger på landskabet hidrører fra etablering af selve boreplatformen, der indeholder en række aktiviteter, herunder boretårn i borefasen, et antal borede brønde, vandreservoirer, tanke, og i tilslutning hertil diverse infrastruktur (AMEC, 2013).

Landskabspåvirkningen består derfor først og fremmest af en arealbeslaglæggelse til platformen, som involverer ændringer af den eksisterende arealanvendelse, og i en ændring af karakteren af dette areal til et industrielt udtryk, idet arealerne forsegles, der anlægges belægnings, der kan modstå store belastninger, og pladsen indrettes med plads til reservoirer og eventuelt tekniske

installationer. Hertil kommer tilstødende vej- og røranlæg, som fører ud fra platformen. Det kan være eksisterende veje, som skal udvides og/eller forstærkes til tung trafik, der skal trækkes rørledninger over eller under jorden, og forsyningsinstallationer samt eventuelle andre tekniske anlæg skal etableres (Ewen et al. 2012; Meng et al. 2014; AMEC, 2013). Disse påvirkninger vurderes generelt som reversible i et længere tidsperspektiv (SRU, 2013; AMEC, 2013).

Påvirkning på landskabet opstår især i forhold til, hvad man kunne kalde indvindingslandskabet. Hermed henvises til den rumlige udbredelse (antallet af boreplatforme og afstanden imellem dem), og den tidslige udvikling i etablering og operation af boreplatformene, som afgør de kumulative påvirkninger og effekter (AMEC, 2013).

5.3.2 Påvirkningens omfang

Den amerikanske litteratur refererer undersøgelser og trækker på erfaringer fra en lang række af aktiviteter vedrørende skifergasindvinding, som strækker sig over store dele af USA. Meget af denne erfaring bygger på platforme, som rummer fortrinsvis 1-2 brønde pr. platform, mens udviklingen som nævnt går imod flere brønde pr. platform (Drohan et al. 2013). I de europæiske rapporter, som primært er scenarier og undersøgelser af fremtidig udnyttelse, forventes anvendelse af borepladser, hvor hver boreplads har et større antal borer, og hvor borerne foregår horisontalt i skiferlaget.

Påvirkningen på landskabet udgår fra det areal, der vil blive inddraget til etablering af boreplatforme og infrastruktur. Boreplatformen optog i en polsk efterforskning et areal på 3,74 ha, som indeholdt to borebrønde: Én anvendt til en vertikal boring i 2010 og en, der anvendtes til horisontal boring i 2011; hertil indeholdt platformen yderligere to vandboringer og 2 åbne vandreservoirer til teknisk vand (Konieczńska et al. 2011). Øvrige rapporter angiver arealet af boreplatforme til 0,7-4,1 ha (Regeneris, 2011; Ewen et al. 2012; Broderick et al. 2011; SRU, 2013; AMEC, 2013; Slonecker et al. 2012), men det er ikke altid klart, om det kun drejer sig om selve boreplatformen, eller om størrelsen også omfatter de tekniske installationer. I produktionsfasen kan dette areal eventuelt reduceres og Broderick et al. (2011) angiver en størrelse på 0,4-1,2 ha i produktionsfasen som tilstrækkelig.

Påvirkningens omfang er dog især afhængigt af den kumulerede forstyrrelse af landskabet, dvs. antallet og udbredelsen af boreplatforme. I det følgende gives tre eksempler på scenarier, som viser mulige indvindingslandskaber for skifergas:

I højaktivitetsscenariet fra den britiske strategiske miljøvurdering (AMEC, 2013) er hele licensområdet 20.000 km², antallet af testboringer antages at være 240, produktionsplatforme 120 (hver med 12-24 borer og dækkende 3 ha pr. produktionsplatform). Dette giver kun et overfladeareal på maksimalt omkring 360 ha, svarende til 0,02 % af licensområdets areal. I praksis ville udnyttelsesområdet formentlig være mindre end licensområdet, idet der vil være testboringer, som ikke fører til produktion, og områder hvor platforme ikke kan placeres. I højaktivitetsscenariet vil en enkelt platform have 12-24 borer, hvilket ville betyde at boreriggen vil være aktiv i omkring to år pr. platform, og indvindingen estimeres under disse forudsætninger til at forløbe over 20 år.

Tre scenarier for kommerciel indvinding i et område (Bowland shale) i Lancashire er udarbejdet af Regeneris (2011) og anvendt i rapporten fra Broderick et al. (2011). Disse scenarier (lavt, mellem,

højt) omfatter et område på 1300 km², med 20, 40 og 80 boreplatforme og 10 borer pr. platform. Op til 60 brønde bores om året i højaktivitetsscenariet, som omfatter i alt 810 borebrønde. Platformen antages i disse scenarier kun at optage 0,7 ha, hvilket svarer til, at overfladearealet i højaktivitetsscenariet optager omkring 60 ha. En teoretisk ligelig fordeling på overfladen ville betyde en platform pr. 16 km², svarende til ca. 4 km mellem hver platform, hvilket ligger tættere på en effektiv udnyttelse af ressourcen (jf. Ewen et al. 2012), hvor de horisontale borer antages at være 1300 m. Det tidslige forløb for borerne antages at være 6, 9 og 16 år over hele borelandskabet, svarende til at hver boring tager 2 måneder, og der anvendes op til 10 borerigge ad gangen.

Ewen et al. (2012) har udført en risikoanalyse for en potentiel skifergasindvinding i Tyskland. Her antages en produktionsplatform at optage 100x100 m; at der udføres 14 horisontale borer pr. platform, og at længden af de horisontale borer er omkring 1300 m. En platform af denne karakter udnytter dermed omkring 9 km², og den teoretiske afstand mellem platformene er omkring 3 km.

5.3.3 Effekter på arealanvendelse og landskab

Slonecker et al. (2012) fremhæver, at den rumlige udbredelse og struktur af boreplatforme indimellem er et overset aspekt af gasindvinding. Effekter bør evalueres både i forhold til den enkelte platform og de sekundære, kumulative og synergistiske effekter, som hidrører fra udviklingen af et borelandskab med mange platforme (Ewen et al. 2012).

Det angives i en række af rapporterne, at effekter på landskabet er kontekstafhængige og derfor ikke kan evalueres generelt. Vigtige kontekstuelle faktorer er befolkningstæthed, karakter og tæthed af bebyggelsesstrukturen, landbrugsstrukturen, turistindustriens udnyttelsesmønstre (Ewen et al. 2012) og skala, kompleksitet og intensitet i arealanvendelsen (CCA, 2014). AMEC (2013) angiver følgende faktorer som betydningsfulde for effekterne i forbindelse med højaktivitetsscenariet: lokaliteten, fordelingen og faseforskydningen af platforme og tilhørende infrastruktur; og karakteren, kvaliteten og nærheden af sensitive modtagere (lokalsamfund, habitater, landskaber).

Relevante typer af effekter angives som: Ændringer i arealdække, fjernelse af strukturelle landskabselementer, fragmentering af habitater, landskabskarakter, forstyrrelse af beskyttede og følsomme områder og af rekreative områder, herunder af arealer eller elementer der er beskyttede med henblik på vand, jord, biodiversitet eller lokalt klima (SRU, 2013; Schneble, 2012; CCA, 2014; AEA, 2012). Effekter vil i hovedsagen være reversible i et længere tidsperspektiv, under antagelse af at landskabet genetableres efter endt indvinding. Komprimering af jordbund og tab af jordbundsfunktioner nævnes dog som en potentielt irreversibel effekt, som kan være vigtig i visse landskaber, eksempelvis i jordbrugslandskaber med høj værdi (SRU, 2013).

I den strategiske miljøvurdering klassificeres mulige effekter som mindre til signifikante negative effekter i efterforsknings og etableringsfasen; mindre effekter kan forventes i produktionsfasen, og i de øvrige faser er der ikke væsentlige negative landskabseffekter (AMEC, 2013). Det vurderes at der kan være mindre positive effekter i genetableringsfasen. De signifikante negative effekter er relateret til de konkrete forhold, herunder især eventuel placering i følsomme områder.

Information om konkrete effekter på landskabet, som er anvendelig i et dansk perspektiv er sparsom. Indvinding i stor skala foregår i Pennsylvania i USA i et større ruralt område med store

skovarealer og relativt lav befolkningstæthed. Der redegøres for følgende effekter på landskabet af konkrete indvindingsaktiviteter: Reduktion af landbrugs- og skovarealer, reduktion af kærnearealer i skov og fragmentering af skovarealer (Slonecker et al. 2012), udfordringer for landskab og biodiversitet (Peduzzi og Harding Rohr Reis 2013), samt jorderosion og sedimentering som konsekvens af rydning af vegetationen, især langs vandløb (eksempler i Fayette og Marcellus bassiner, USA, Entrekin et al 2011). For danske forhold skønnes erosionseffekter af anlæg af boreplatform ikke at være relevante, idet platformen befæstes (jf. VVM af boringen ved Dybvad, Rambøll 2014).

5.3.4 Sweetspot områder i Danmark

Udbredelsen af sweetspot områder for skifergasudledning blev vist i figur 15 for dybe og mindre dybe skiferlag. Tabel 15 angiver også det potentielle areal for boringer, når andre vigtige arealinteresser er trukket fra. Tilbage er mindre delområder af sweetspot områderne i Nordjylland, Midtjylland, Djursland/Samsø, Sjælland, og på Bornholm, i alt omkring 201.800 ha. Med en størrelsesorden af 50-400 borepladser vil det totale areal, som disse optager udgøre maksimalt omkring 1600 ha, svarende til omkring 0,05 % af det danske landbrugsareal, eller knap 1 % af sweetspotarealet.

Forekomsten fordeler sig over landskabstyper af ret forskellig karakter, idet mange af de for Danmark typiske geomorfologiske landskaber er repræsenteret i områderne. Regionen i Nordjylland er karakteriseret ved marine fossile terrasser og kystklinter fra Stenalderhavet og Yoldiahavet, der hæver sig trinvis fra Kattegat op mod moræneaflejringerne. Den midtjyske region strækker sig fra morænelandskabet i øst hen over hovedopholdslinjen til hedesletterne i vest. På Sjælland ligger områderne primært i morænelandskaber.

Platformene ville fordele sig i landbrugsområder med spredt skov og natur. I sweetspot områderne afviger markstørrelserne ikke betydeligt fra delområde til delområde, og middelarealet af markerne er lidt over 4 ha med en median på omkring 2,5 ha. Dette illustrerer kornstørrelsen i landbrugslandskabet, og det kan derfor ikke udelukkes at etablering af boreplatforme på omkring 3-4 ha i landbrugsområder kan betyde fjernelse af strukturelle landskabselementer (hegn, småbiotoper). Ligeledes er natur- og skovområderne også spredt på større og mindre arealer, og de potentielle platforme vil formentlig ikke kunne lægges i større afstand fra disse, hvis den resterende ressource skulle anvendes. De potentielle områder afviger fra hinanden ift. geomorfologi og landskabskarakter i øvrigt. I en konkret efterforsknings- eller indvindingssituation vil kumulerede effekter på landskabet skulle vurderes konkret i henhold til VVM bekendtgørelsen.

5.3.5 Mulige afværgeforanstaltninger

Flere rapporter nævner fysisk planlægning som et vigtigt redskab til beskyttelse af relevante landskaber (AMEC, 2013; Meng, 2014; Drohan, 2012; AEA, 2012), og det anbefales, at områder hvori gasefterforskning kan tillades, henholdsvis forbydes, identificeres i den fysiske planlægning (Ewen et al. 2012). Herudover anbefales det, at landskabet genetableres efterfølgende dekommissioneringen (SRU, 2013). Permanente ændringer af jordbundsfunktioner har været nævnt som en mulig effekt i visse områder. Den danske VVM for Nordjyllandsboringen angiver, at der skal grubes efter genetablering af området for at modvirke traktose (Rambøll, 2014). Generelt må det i Danmark anbefales at de kumulerede påvirkninger af borelandskabet på landskabskarakteren analyseres før tilladelse gives.

5.4 Beskrivelse visuel påvirkning

Eshleman og Elmore (2013) skriver, der benyttes to typer af landskabs tekniske redskaber til minimering af gener ved skifergas-produktionens visuelle indvirkning på landskabet. Først foretages en analyse af den fremtidige synsmæssige oplevelse af borepladsen og infrastruktur placeret i landskabet. Analysen har til formål at afdække muligheder for visuelt at kamuflere borepladsen. Kamuflering af borepladsen kan ske ved hjælp af klassiske landskabsarkitektoniske greb. For eksempel at udnytte landskabets terrænprofil ved at forstærke plateauer og skrænter for at opnå effekten af, at en flade kan forsvinde fra synsfeltet fra særlige steder, som ønskes beskyttet. Et konveks landskabsterræn forstørre genstanden set fra den modsatte side af slugten. Et konkavt terræn skaber illusionen af større dybde og få genstanden til at synes på større afstand (Higuchi, 1988).

Den anden benyttede teknik er visuel afskærmning ved hjælp af indhegning eller placering af borepladsen nær eksisterende beplantning, skovbryn, lunde eller læhegn mm. for at skabe mindst mulig indblik fra omgivelserne, fra steder hvor der færdes mange mennesker, som f.eks. hovedtrafikåre, men også fra særlige naturskønne steder. Som analyseredskaber kan nævnes de digital kortlægningsmetoder som Staten New York har udarbejdet over særlig sårbare steder (Leff, 2011).

I forbindelse med udarbejdelsen af Vurderingen af Virkninger på Miljøet (VVM) for efterforskningsboringen i Vendsyssel-1 har man brugt den engelske landskabsarkitekt Gordon Cullens metode (Rambøll, 2014). Metoden består af en række tegninger eller fotografier, hvor de nye elementer er indtegnet og kan ses fra forskellige afstande og vinkler og i den rækkefølge, som man vil opleve genstanden på en spadseretur gennem landskabet.

I Pennsylvania anbefales at undgå terrænarbejde ved at placere borepladsen på fladt terræn. Terrænarbejdet komplicerer arbejdsprocessen, øger tidsforbruget og anlægsudgifterne. Borepladsens formmæssige afgrænsning fremkommer ved tilpasning til landskabets svagt bølgende bevægelser. Borepladsernes amorfe og afrundede former får pladsen til at falde mere naturligt ind i landskabet (Department of Conservation and Natural Resources, 2013).



Billede 4. Boreplads reduceret. 5.3 Beskrivelse af visuel påvirkning.
Copyright: Dan Gleiter. Pennlive.

Borepladsen har sandsynligvis været større og rektangulær. Under produktionsfasens mindre pladskrav kan pladsen med fordel reduceres, så formen indpasses mere efter landskabets terræn og bevoksning.

Udbygningen af eksisterende infrastruktur og etablering af nye vejanlæg der skal servicere borepladsen udgør en lige så stor visuel belastning for miljøet. Ligesom med borepladsen har det også stor betydning, om de nyanlagte veje kommer til at ligge på et hævet vej tracé eller de indføjer sig i terrænet. For at reducere i antallet af nyopførte vejanlæg der kobler borepladserne til den eksisterende infrastruktur, anbefales multihorisontale brøndanlæg på trods af at disse anlæg kræver et boretårn på 30-35 meter, hvor borepladser med et mindre antal brønde kan nøjes med et tårn på 17-18 meter (Bearer, 2012).

I nogle amerikanske byer, Dallas-Ford Word, Texas, Shreveport-Bossier City, Louisiana og Pittsloough, Pennsylvania placeres borepladserne i bynære omgivelser for at undgå kontrasten mellem de hårde industrielle anlæg og landskabet (Arthur et al. 2010). Ved at placere borepladserne i industrikvarterer, og gerne tæt på afkørsler til motorveje skabes der mulighed for at minimere brugen af vejanlæg. Ved at bruge midlertidige rørføringer kan brug af last og tankbiler til fragt af vand, gas og spildevand ligeledes minimeres (Eshleman & Elmore, 2013). Men frakturering kan medføre øget jordskælvsaktivitet, beskrevet i Kapitel 3.2. Det kan derfor være problematisk at placere borepladser for tæt på bebyggelser. Andre former for gener som støj, og vibrationer, blændende lys fra borepladsen aften og nat, samt luftforurening af sivende metangas betegnes sammen med den visuelle indvirkning på landskabet, som de væsentligste gener i forbindelse med skifergasindvindings påvirkning på omgivelserne (White al. 2015).

5.4.1 Blændende lys og støj

Blændende lys og støj specielt fra bore- og fraktureringsprocessen nævnes i flere rapporter som et problem, da det har en negativ indvirkning på både dyr og menneskers helbred (Eshlemann &

Elmore, 2013; Leff, 2011). Forslag til at imødegå gener herfra er bedst beskrevet i 'Best Management Practices' for skifergas production i Mayland I USA (Eshleman & Elmore, 2013). Her foreslås en neddæmpning af lys og lyd vha. og møblering af borepladsen og dens placering i landskabet.

Borepladsen belyses under prøveboringen og under de horisontale brøndboringer. Der kommer lys fra boretårnet og fra lastbilernes lygter. Under fraktureringsprocessen forsvinder boretårnet, og kun kørtøjerne udsender lys. Under produktionsperioden er pladsen ikke oplyst. Lysforurening fra borepladsen kan have en negativ indvirkning på livskvaliteten, bl.a. fordi den kan forstyrre søvnen. Der er fare for, at landskabets rekreative værdi for bl.a. turister nedsættes (Kargbo et al. 2010). En lang række dyrs livscyklus forstyrres af kraftigt lys om natten, f.eks. frøer, flagermus, salamander mm. Det anbefales at bruge lavtryks natrium lamper i stedet for højtryks og begrænse højden for lyskildens placering til 8 meter over terræn. Lyskilderne bør retnings styres nedad vha. skærme. Grønt lys med UV filter forstyrrer ikke fuglene nær så meget som rødt og blåligt lys, og bør foretrakkes (Eshleman & Elmore, 2013).

Under opførslen af borepladsen vil der være støj fra øget trafik og maskinstøj i forbindelse med planering, opbygning af jordvolde, vandbassiner, bundopbygning og asfaltering samt opsætning af hegn, og vejopbygning og /el. udvidelse. Støjen fortsætter med udstyr og fragt til opbygningen af brønden, efterfulgt af boreprocessen. Dernæst følger støjen fra pumper under blandingsprocessen af boremudder og frakturerings væske, derefter lyden fra kompressor under fraktureringen. Under hele processen er der støj fra lastbiler, der kører til og fra borepladsen. Dvs. motorstøj og den højfrekvente lyd fra lastbilen når den bakker (Zobak et al. 2010). Man har estimeret, at en boreplads med 10 brønde vil have 800 til 2500 dage med støjaktivitet, inden produktionen går i gang ifm. anlægning af borepladsen og konstruktion af veje (Broomfield, 2012). Ved de fremtidige borepladser vil der være ca. 20 boringer, dvs. 1600 til 5000 dage med støjaktiviteter. Da støj har negativ påvirkning på helbredet, anbefales det at bruge støjskærme. De kan reducere støjen med 70 procent (Francis et al. 2010). Man skal dog være opmærksom på at støjen reflekteres på indersiden af støjskærmen, hvad der øger støjniveauet for arbejderne på borepladsen.

I Dybvad blev der også anvendt støjskærm. Det vil sandsynligvis også ske ved en evt. fremtidig boreplads i Danmark. Støjskærmen skærmer også for indblik til meget af det maskinelle udstyr. Støjskærmens udseende kommer til at betyde meget i det visuelle udtryk. Det har fået det amerikanske energiselskab Chesapeakes til at udvikle en designmanual for støjskærme, med forskellige farvekombinationer bl.a. militære kamuflage farve, som får skærmen til at falde ind i landskabet (Hjelm Poulsen, 2015).

5.4.2 Vandbassinerne

Der er meget stor forskel på, hvor meget vand der bruges i fraktureringsprocessen (Broomfield, 2012) og derfor også på mængden af retur vand, og størrelsen på bassinerne til opbevaring af returvand. Vandforbruget er beskrevet i kapitel 4.2. Vandbassinerne er ofte på størrelse med borepladsen, og bassinernes vandrette overflade, kræver ofte store terrænarbejder, der bevirker at de kommer til at markere sig meget i landskabet. Ikke alle lande og stater tillader åbne bassiner til retur vand. I Maryland i østlige USA og i staten New York er det påbudt, at returvand skal opbevares i lukkede vandtanke, med dobbeltvægge. Maryland har en særlig sårbar natur, fordi staten har en større artsdiversitet end andre steder i USA, og derfor flere truede arter. Returvandet kan være radioaktivt, og der er usikkerhed om, hvad det indeholder af kemiske forbindelser, som kan være

opstået mellem kemikalier fra fraktureringsvæsken. Retur vandet kan placeres i vandtanke m. dobbelte vægge, for at beskytte dyr, planter og mennesker mod at komme i berøring med det (Eshleman & Elmore, 2013; Maryland Department of the Environment and Maryland Department and Natural Resources. 2015). Om tankene skal være med dobbelte vægge må opvejes i forhold til risiko og økonomi.

Inddeling af pladsen i arbejdszoner gør det muligt at differentiere overfladevandet i rent og forurennet/muligvis forurennet vand. To-strengs systemet gør der muligt at minimere udbredelsen af forurennet vand på pladsen og minimere håndteringen og rensningen af vandet. Det er oplagt at genbruge el. videreudvikle dette system.

5.4.3. En skifergas boreplads i Danmark efter Best Management Practices

I figur 22-24 vises et muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter ”Best Management Practices” under tre forskellige faser af skifergasindvindingsprocessen, dvs. imens der bores horisontalt, mens der fraktureres og under selve gasproduktionen.

Til at starte med formes borepladsen efter landskabet med afrundede hjørner og mindst mulig terrænarbejde. Pladsen opdeles i et opholdsareal, et ydre areal, et indre areal og et bassinområde til overfladevand og forurennet vand (Rambøll, 2014). Anlæggets faste elementer består af en jordvold, bygget op af ca. 30 cm. afrømmet jord, et 2 meter højt trådhegn, i alt 2000 m². Underlaget for borepladsen bygges op efter de samme retningsanvisninger som beskrevet til Dybvad, som gør borepladsen mere end 99 % vandtæt. Hele borepladsen kloakeres med et to strengsystem, som vha. linjedræn adskiller forurennet overfladevand fra indre boreområde fra overfladevand fra ydre boreområde og opholdsområdet jf. Rambøll (2014).

I centrum af det indre boreområde etableres en betonplade, hvori boreriggen er nedgravet i 2 meters dybde (jf. Rambøll, 2014), en såkaldt borekælder. Selve boringen udføres gennem bunden af denne betonkælder. Som sikkerhedsforanstaltning etableres to vandboringer i hver sin ende af borepladsen for løbende at kunne sammenligne vandkvaliteten. Vandet fra boringerne bruges til fraktureringsprocessen samt til sanitet og kantine i opholdsarealet, og afvaskning af maskiner og redskaber i ydre og indre boreområde. Alle øvrige elementer i færdiggørelsesperioden er mobile og vil være midlertidigt på pladsen i varierende tidslængder. Det gælder boretårnet, skurvogne, containere med udstyr, og et stort antal lastbiler.

Fase 3. Horisontale boringer

Figur 22 viser et muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter ”Best Management Practices” imens der bores horisontalt. Det samlede areal udvides til 3 hektar. Opholdsarealet indeholder faciliteter til ca. 20 medarbejdere bl.a. skurvogn til kontor, kantine og møderum og skurvogn til omklædning og toilet og bad. Samt parkeringsareal til lette køretøjer. Ydre areal er beregnet til transport. Det ydre boreområde anvendes til opbevaring af øvrige materialer, der anvendes til borearbejdet som f.eks. mekaniske og elektriske reservedele samt betjeningsudstyr og lagerplads til f.eks. forerør, containere til borespån og andet affald, der skal transporteres væk. På dette område vil der være trafik fra lastbiler og gaffeltrucks. Det indre boreområde omfatter det areal, hvor boreriggen og det mobile boretårn og det tilhørende udstyr (dieseldrevet generatorer, tanke, tilsætningsstoffer til boremudder, forerør mv.) placeres. Boretårn, som er monteret på en lastbil el. trailer, flyttes op til 6 meter under processen for at foretage ca. 20 boringer. Kraner bruges bl.a. til at løftes forerør og containere. Der opstilles vandtanke, til

returvand. Vandet ledes til rensningsanlæg gennem midlertidige rørføringer. Bassinområdet indeholder to bassiner til overfladevand, fra hver af de to vandsystemer. Det ene bassin vil have uforurenet overfladevand, som efter sandfang og olieskimmer ledes til nærmeste vandløb. Det andet bassin vil have forurenet overfladevand, med bl.a. oppumpet vand fra boreriggen og et forsænket (0,5 m) plateau til generator og olietanke.

Fase 4. Fracktureringsperioden

Figur 23 viser et muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter ”Best Management Practices” under fracktureringsperioden. Boretårnet tages ned under fracktureringsprocessen. Borepladsen skal nu rumme store lastbiler og tankbiler, samtidig med at trafik af store tunge køretøjer skal komme omkring. Denne proces er vurderet til samlet at kræve et areal på 3 hektar. Rundt om det indre boreområde sættes en mobil støjskærm for at reducere støj fra de mange lastbiler og fracktureringen. Tankvogne med sand, kemikalier, boremudder ankommer til pladsen, evt. også vand. Vandet tages fra en lokal boring. Tankvogne og lastbiler placeres side om side. Slanges leder vand og kemikalier og sand fra nogle tankbiler over i andre og blandes. Blandingen af borevand og boremudder ledes direkte fra tankbilerne til fracktureringsprocessen.

Fase 5. Produktionsperioden

I figur 24 vises et muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter ”Best Management Practices” under selve gasproduktionen. Alt mobilt udstyr fjernes fra borepladsen, på nær en enkelt skurvogn (toilet) til mandskabet, der efterser produktionsprocessen. Over hver boring placeres et brøndhoved, en ca. 2 meter høj rørføring, med mulighed for at lukke processen flere steder, populært kaldet et ’Christmas tree’ (Healy, 2012). Belægningsstenene og betonfladen i det tidligere indre boreområde står tilbage. Opdelingen i et opholdsareal, indre og ydre boreområde nedlægges, da der ikke længere er de samme arbejdsrisici at tage hensyn til. Gas og vand kommer op af jorden i rørledninger. Gassen komprimeres og gassen tørres på stedet i et tørringsanlæg og kobles til naturgasrørinfrastrukturen.

Produktionsperioden kræver langt mindre areal end de to foregående. Boringen skal genfracktureres efter 5-10 år de næste 20-40 år for vedvarende at have en relativ høj gasproduktion (Broomfield, 2012). Den tilbagevendende fracktureringsproces kræver fortsat et areal på 3 hektar, med en tæt belægning. Derfor vil pladsens areal nok ikke blive reduceret i produktionsperioden.

Fase 3. Horisontale boringer

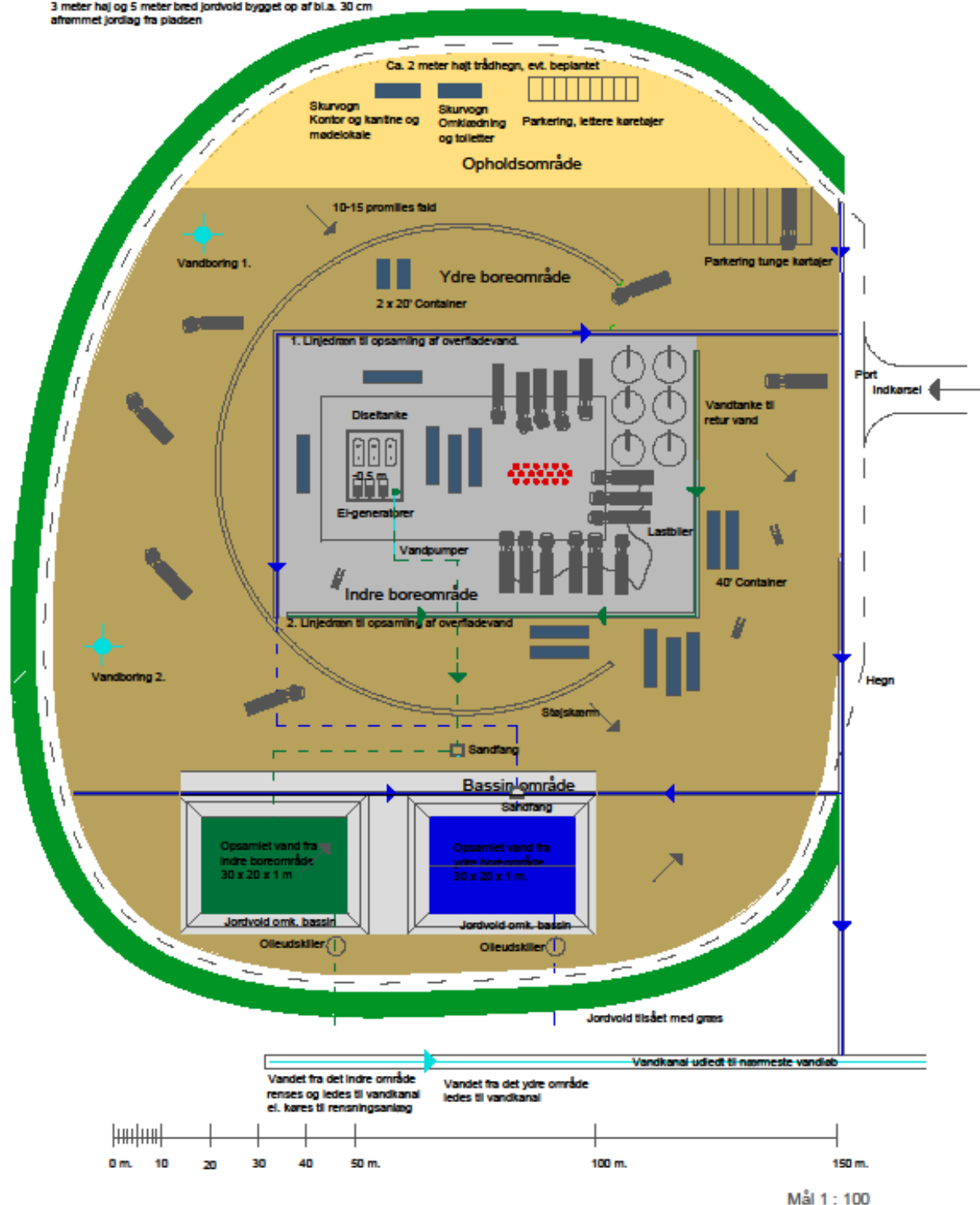
3 meter høj og 5 meter bred jordvold bygget op af bl.a. 30 cm afbrændt jordlag fra pladsen



Figur 22: Illustration af muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter "Best Management Practices" imens der bores horisontalt.

Fase 4. Frakturering

3 meter høj og 5 meter bred jordvold bygget op af bl.a. 30 cm afbrømt jordlag fra pladsen



Figur 23: Illustration af muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter "Best Management Practices" imens der fraktureres.

Fase 5. Producering af gas

3 meter høj og 5 meter bred jordvold bygget op af bl.a. 30 cm afbrændt jordlag fra pladsen



Figur 24: Illustration af muligt design og indretning af en skifergas boreplads i Danmark efter "Best Management Practices" imens der produceres gas.

5.4.4 Nedlukning af boreplads

Nedlukning og overdragelse af en skifergas boreplads, når gasproduktionen stopper, består overordnet set i at forsegle brøndene og bringe området tilbage til sin oprindelige tilstand. Hvordan forseglingen af brøndene foregår rent teknisk er beskrevet i Kapitel 3.3. Tilbageføringen af borepladsens areal til det landskab, der var før, er der ikke skrevet meget om endnu, men der er stigende forståelse for vigtigheden af emnet i USA (Eshleman & Elmore, 2013). Flere rapporter nævner, at der er risiko for at dele af borepladsens areal ikke kan bruges efterfølgende pga. sundhedsrisiko. Der er eksempler på at brønde, der lækker metangas efter forsegling. I nogle tilfælde er det ikke muligt at fjerne alle brøndhoveder, eller dele af dem. Det anses dog for et mindre problem, da disse dele let kan kamufleres vha. beplantning (Broomfield, 2012).

Der bør allerede i designprocessen af borepladsen tages stilling til, hvordan borepladsen afvikles og lukkes ned når gasproduktionen stopper (Broomfield, 2012). Dette kan ske gradvist. Produktionsfasen er knap så pladskrævende som de tidligere faser, og dele af arealet kan føres tilbage til, hvordan det fremstod før, mens produktionen var igangværende.



Billede 5. Gradvis tilbageføring til græsområde. Nedlukning af boreplads.
Copyright: Dan Gleiter. Pennlive.

Ved denne skifergas indvindingsplads i Pennsylvania er hele borepladsens flade tilbageført til græsområde. Kun et kørspej der forbinder de tilbageværende dele, er ladet tilbage. Konjunkturen af plateauet, hvor borepladsen har ligget ses i græsskrænternes mørkere farve, som strækker sig fra skovbrynet i venstre side af billedet og stopper lige før gastørringsanlægget. Vandbassinet skal igen i brug, når borerne skal genfraktureres. Til den tid skal pladsen genetableres for at kunne modtage tung trafik af lastbiler.

I staterne New York og Pennsylvania er der udarbejdet mere udførlige retningslinjer for genetablering af skifergas borepladser (PADCNR, 20011), da genskabelsesprocessen skaber risiko for invadering af invasive planter, som er et stadig stigende problem.

Grunden til at invasive arter kan blive et problem i forhold til frakturerings processen, er det store antal lastbiler og containere (smittekilder), der dagligt ankommer til borepladsen.

Pennsylvanias retningslinjer for genskabelse af skiferborepladser har 2 faser:

1. fase. Under produktionsfasen beplantes området med indfødte planter, og kanterne rundt om både ny og gammel beplantning blødgøres. Det anbefales at overvåge området i op til to år for udefra kommende planter
2. fase. Efter lukningen af brønden, når al produktion er stoppet fjernes infrastrukturen sammen med alle faste elementer. Jorden revitaliseres ved grubning. Området dækkes med vegetation i form af hjemmehørende planter (PADCNR, 20011).

Ved en eventuel genetablering af skiferboreplads til naturområde i Danmark bør man forholde sig til problematikken omkring invasive plantearter ved at undersøge aktualitet og risikograden i Danmark nærmere og evt. udarbejde en handlingsplan, som kunne tage udgangspunkt i den 2 fasede strategi fra Pennsylvania og den eksisterende nationale erfaring.

5.4.5 Naturgenopretning

Landskabsbehandlingen af forladte skifergas indvindingssteder har hidtil taget udgangspunkt i genetablerings og tilbageføringsmetoden. Men der er to veje at gå indenfor naturgenopretning. Man kan enten forsøge at "skjule" de tidligere aktiviteter som beskrevet ovenfor eller betragte området som industriel kulturarv, og indsætte landskabelige elementer som kontrast til særlige bevaringsværdige industrielle elementer.

Nedlukning af skifergas indvindingsborepladser kan til en vis grad sammenlignes med nedlukningen af andre former for kommercielle energilandskaber (Broomfield, 2012) som f.eks. brunkuls lejer, grusgrave m.m. Og disse industrianlæg er der en udviklet tradition i Europa og ikke mindst i Danmark for at behandle som kulturarv. Det gælder særligt anlæg, som afvikles, fordi produktionen omlægges til en mere moderne form.

Hvis skifergasproduktionen indføres i Danmark, vil nedlæggelsen af de fremtidige anlæg om 40-50 år sandsynligvis blive betragtet som andre relaterede industrilandskaber. Hver boreplads har sine særlig stedsspecifikke udfordringer, som der skal tages højde for.



Landskabsplateauer i skifergasproduktionen. Naturgenopretning.
Copyright: Maruellus-Shale.US.

I skifergasproduktionen er det specielt de store landskabsplateauer, de stejle skrænter og store terrænforskelle, som står tilbage som landskabspotentialer som man kan vælge at udnytte positivt i kommende nye landskabsprojekter. F.eks. til sportspladser el. skøjtebaner. Plateauerne fremkommer specielt de steder, hvor der er behov for etablering af vandbassiner.

Men foreløbig er skifergasproduktionen ny som energiform i Europa, og også kontroversiel. I Danmark er den slet ikke etableret. Derfor vil planerne for nedlæggelse af skifergas anlæg i Danmark, som udarbejdes ved etableringen i de første mange år sandsynligvis ikke tage udgangspunkt i en kulturarvs betragtning, på trods af at denne tilgang er langt den mest udbredte og begrebsliggjorte i landskabsarkitektur forskningen (Braae, 2015).

5.5 Beskrivelse af trafik

Skifergas indvinding medfører transport af materiel til påbegyndelse af en boring, samt materiel og råstoffer i forbindelse med hver frakturering. Hertil kommer pendling og øvrig transport af personale i forbindelse med indvindingen. De trafikale problemstillinger, der knytter sig til indvindingen afhænger af indvindingsområdets samlede størrelse og tæthed, samt hvilke typer af områder, det foregår i.

Den US amerikanske erfaring har generelt været, at indvindingen er sket i landområder med begrænset infrastruktur, og at omfanget og tætheden af indvindingen er øget markant over tid. Kombinationen har ført til et pres på infrastrukturen både lokalt og i særlige korridorer med dertil hørende problemer.

Turproduktionen til og fra skifergas borerer er et vigtigt udgangspunkt for at vurdere den trafikale betydning af indvindingen. Antallet af lastbilture og mængder, der skal transporteres til og fra, afhænger af undergrunden og boringens type. Rapporterede nøgletal kan give et førstehåndindtryk af omfanget. Hos Hart et al. (2013) inddeles tur-produktionen i opstart af boring, samt frakturering. Opstarten anslås at medføre mellem 95 og 190 transporter (én vej), mens fraktureringen anslås at

medføre mellem 707 og 2237 transporter, hvoraf godt 60 % er transporter med vand. Andre peger på et transportbehov til løbende vedligeholdelse på ca. 88 yderligere transporter pr. år (se Rahm et al. 2015). Frakturering af den enkelte boring sker mellem hvert 3-4. og hvert 5. år (Rahm 2015; Tidd, 2012). Transporten omkring den enkelte boring vil ligge på et lavt niveau en stor del af tiden, men med meget intensive perioder (flere uger) i forbindelse med fraktureringsproceduren.

I den US amerikanske kontekst sker skifergas indvindingen i en skala og tæthed, der lokalt og regionalt sætter et mærkbart aftryk på infrastruktur og trafikken. Dette gælder f.eks. transporten af sand til frakturering, der i visse korridorer kommer til at udgøre en stor del af godstransporten (Hart et al. 2013). De største effekter ses dog mere lokalt, hvor små veje slides og ødelægges af et væsentligt forøget antal tunge transporter (Abramzon et al. 2014; Rahm et al. 2015; Christopherson & Rightor, 2012). På denne baggrund har der været gennemført vurderinger af værdien af det øgede slid på vejene, lige som der i forskellige stater anvendes modeller, hvor indvindings-selskaber reetablerer ødelagte veje eller betaler en afgift pr. boring for slid på lokale veje.

De trafikale effekter og konsekvenser er umiddelbart synlige i de amerikanske indvindingsområder og gør det svært for lokale myndigheder at opretholde serviceniveauet og løse problemerne (Rahm et al. 2015). Tilsvarende peger lokale befolkninger i en undersøgelse i Texas på øget lastbil transport som det væsentligste problem knyttet til de nye indvindingsmetoder i gas industrien (Theodori, 2009).

Uheldsrisikoen som følge af den øgede trafik har spillet en stor rolle i den lokale debat, men vurderinger er ofte begrænsede af manglende 0-målinger og generelt databeredskab. Undersøgelser rapporterer øgede trafikmængder, øget antal trafikuheld og skadestuebesøg i skifergas indvindingsområderne (Christopherson & Rightor, 2012). En enkelt undersøgelse har set målrettet på skifergas indvindingens sammenhæng med trafik uheld i Pennsylvania. Undersøgelsen konkluderede, at antallet af uheld er øget mærkbart i forbindelse med indvindingen af skifergas (Graham et al. 2015).

5.5.1 Relation til Danmark

I en dansk sammenhæng vil de trafikale effekter afhænge af flere forhold: Omfang og koncentration af skifergas indvindingen; muligheder for vandindvinding på stedet, samt adgang til sand og affaldsdepoter fra indvindingsområdet; lokaliteter og konflikter med lokal trafik/boligområder.

I hvilken udstrækning, de amerikanske erfaringer med belastning af infrastrukturen lokalt vil være de samme i Danmark kræver vurdering af konkrete lokaliseringer. Hvis det antages, at der Danmark generelt vil være mulighed for adgang til at føre vand i rør frem til brøndene, at de enkelte borepladser vil have omkring 14 boringer (brønde) (jf. Ewen et al. 2012) og at frekvensen for genfrakturering er ca. hvert 5 år, peger amerikanske nøgletal (Hart et al. 2013) på et kørselsbehov på mellem 4 og 12 lastvognsture ind eller ud fra hver boreplads i gennemsnit pr. dag i driftsfasen. Intensiveres anvendelsen af de enkelte borepladser i retning af flere boringer/brønde, må der forventes mere trafik til/fra anlægget. Generne af denne kørsel afhænger i høj grad af tilslutningen til det overordnede vejnet.

Bruger man samme antagelser til at forestille sig en opskalering af skifergas indvindingen i det nordjyske område til en fuld dækning af 'sweetspotområdet' eksklusive nuværende by, skov- og naturområder (se kapitel 5.1.2), bliver kørselsbehovet på mellem 200 og 600 daglige lastvognsture i

gennemsnit (der antages 1 boreplads med 14 brønde pr. 9 kvadratkilometer). Denne trafikmængde er begrænset i forhold til de ca. 6-700 lastbiler, der benytter Frederikshavnmotorvejen, samt de 8-900 der benytter Hirtshalsmotorvejen (jf. flow data fra Landstrafikmodellen). Imidlertid må brøndene skønnes fordelt i hele området, og en væsentlig del af kørslen må forventes at ske inden for regionen. Skifergas indvindingen vil derfor især kunne føre til en synlig forøgelse af den tunge trafik på regionens tværveje (øst-vest) og andre mindre veje.

5.5.2 Afværgeforanstaltninger

Afværgeforanstaltninger inkluderer lokalisering af boringer med tilknytning til det overordnede vejnet, i god afstand fra by og med mindst muligt behov for gennemkørsel af bymæssige områder i forbindelse med materiale-transport til/fra boringen. Formålet med at implementere disse afværgeforanstaltninger er at sikre at kørslen med tunge køretøjer så vidt muligt sker på veje, der er bygget til det, og at trafikale gener og uheld i mødet mellem lokal trafik, herunder bl.a. bløde trafikanter, reduceres mest muligt.

Kørsel med flere aksler på materiale-transporter til/fra boringer kan være med til at reducere belastningen af vejnettet. Løsningen anvendes i dag i forbindelse med mejeri-lastbiler, samt ved transporter mellem gårde og biogasanlæg. Begge dele foregår på små veje i landområder.

Logistik styring af transporter til/fra boringer efter sand, evt. vand, samt mhp. aflevering af fast eller flydende affald. De tunge transporter bør så vidt muligt anvende det overordnede vejnet afhensyn til vejkapacitet og belastning. Studier i Pennsylvania (Gilmore et al. 2014) peger dog på muligheden for store kørselsbesparelser, hvis kørslen planlægges målrettet efter anvendelse af nærmeste faciliteter (sand, vand, land fills).

Adgang til vand på/ved boringen kan reducere behovet for tunge transporter væsentligt. En stor del af materialetransporten til boringen i forbindelse med frakturering er vand til at pumpe ned i undergrunden. Hvis vand er til rådighed på stedet kan mange lastbiltransporter spares.

6. Referencer

1. (S&T)² Consultants Inc. 2012. GHGenius Natural Gas Pathway Update. Delta (BC): Natural Resources Canada.
2. 3Legs. 2014. 3Legs Resources 2014 work program February 2014. <http://www.3legsresources.com/wp-content/uploads/2014/03/Investor-Presentation-Mar-2014.pdf> [besøgt 9 september 2015].
3. Abramzon, S., Samaras, C., Curtright, A., Litovitz, A., and Burger, N. 2014. Estimating the consumptive use costs of shale natural gas extraction on Pennsylvania roadways. *Journal of Infrastructure Systems* 20 (3): 06014001
4. AEA. 2012. Climate impact of potential shale gas production in the EU. Report for European Commission DG CLIMA. AEA/R/ED57412. Date 30/07/2012. Issue 2.
5. Al-Muntasheri, G. 2014. A Critical Review of Hydraulic Fracturing Fluids over the Last Decade. SPE West. North Am. Rocky Mt. Jt. Reg. Meet. 16–18.
6. Albright., J, Pearson, C. 1982. Acoustic emissions as a tool for hydraulic fracture location: Experience at the Fenton Hill Hot Dry Rock site. *Society of Petroleum Engineers Journal* 22:523–530; doi:10.2118/9509-pa.
7. Almond, S., Clancy, S.A., Davies, R.J., Worrall, F. 2014. The Flux of radionuclides in flowback fluid from shale gas exploitation. *Environmental Science and Pollution Research International* 21: 12316-121324.
8. Alvarez, R.A., Pacala, S.W., Winebrake, J.J., Chameides, W.L., Hamburg, S.P. 2012. Greater focus needed on methane leakage from natural gas infrastructure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(17): 6435-6440.
9. AMEC Environment & Infrastructure UK Limited. 2013. Strategic Environmental Assessment for Further Onshore Oil and Gas Licensing. Environmental Report. London: Department of Energy and Climate Change.
10. American Petroleum Institute. 2009. Hydraulic Fracturing Operations — Well Construction and Integrity Guidelines. 1–36.
11. Appelo, C.A.J., Postma D. 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution* 2nd ed. CRCPress.
12. Armendariz, A.I. 2009. Emissions from Natural Gas Production in the Barnett Shale Area and Opportunities for Cost Effective Improvements. Texas: Environmental Defense Fund.
13. Arnaud, C.H. 2015. Figuring out fracking wastewater. *Chemical Engineering News* March 16: 8-12.
14. Arthur, J. D., Coughlin, B. J., Bohm, B. K. 2010. Summary of Environmental Issues, Mitigation Strategies and Regulatory Challenges Associated with Shale gas Development in the United States and Applicability to Development and Operations in Canada. Tilgængelig: http://www.all-llc.com/publicdownloads/ALL-CURIPC_10202010.pdf [besøgt den 9. Januar 2016].
15. Arthur, J.D., Hochheiser, H.W. 2011. Plugging and Abandonment of Oil and Gas Wells. Working Document of the NPC North American Resource Development Study. National petroleum Council. Tilgængelig: http://www.npc.org/prudent_development-topic_papers/2-25_well_plugging_and_abandonment_paper.pdf [besøgt den 9. Januar 2016].
16. Aud, W., Wright, T. 1994. The effect of viscosity on near-wellbore tortuosity and premature screenouts. SPE Annual Technical Conference and Exhibition, September 25-28, New Orleans, Louisiana. 305–317; doi:10.2523/28492-MS.
17. Baig A, Urbancic T. 2014. Hydraulic fracturing-induced seismicity: an overview of recent observations and implications on development. *first Break* 32.
18. BAPE (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement). 2011. Développement durable de l'industrie des gaz de schiste au Québec. Rapport 273. Quebec (QC): BAPE.
19. Barati, R., Liang, J-T. 2014. A review of fracturing fluid systems used for hydraulic fracturing of oil and gas wells. *J. Appl. Polym. Sci.* 40735:n/a–n/a; doi:10.1002/app.40735.
20. Baumann-Wilke, M., Bauer, K., Schovsbo, N.H., Stiller, M. 2012. P-wave traveltime tomography for a seismic characterization of black shales at shallow depth on Bornholm, Denmark. *Geophysics* 77:EN53; doi:10.1190/geo2011-0326.1.
21. Bearer, S., Nicholas, E., Gagnolet, T., DePhilip, M., Moberg, T., Johnson, N. 2012. Conservation Best Management Practices for Shale Gas Extraction. *Environmental Practice* 14 (4) 308-319.
22. Bekendtgørelse om transport af radioaktive stoffer. BEK nr. 993 af 5. december 2001 <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=21736> [besøgt 7 januar 2016].
23. Bekendtgørelse om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer. BEK nr. 192 af 02/04/2002 <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=9109> [besøgt 7 januar 2016].
24. Bekendtgørelse om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer. BEK nr. 192 af 02/04/2002.

25. Bekendtgørelse nr. 818 af 28. juni 2011 om vejtransport af farligt gods. Tilgængelig: <https://www.politi.dk/NR/rdonlyres/94F85C72-B6F2-46AF-A696-3BA7622991C2/0/ADRBekendtg%C3%B8relse818revideret2011.pdf> [besøgt 13 januar 2016].
26. Bergman, A., Weber F.A., Meiners, G.H., Müller, F. 2014. Potential water-related environmental risks of hydraulic fracturing employed in exploration and exploitation of unconventional natural gas reservoirs in Germany. *Environmental Sciences Europe* 26:10.
27. Bernard, B.B., Brooks, J.M., Sackett, V.M. 1978. Light hydrocarbons in recent Texas continental shelf and slope sediments. *Journal Geophysical Research* 83:4053-4061.
28. Bishop, R.E. 2011. Chemical and Biological Risk Assessment for Natural Gas Extraction in New York. Tilgængelig: http://www.hydrorelief.org/frackdata/economics/Risk_Assessment_Natural_Gas_Extraction.pdf [besøgt 13 januar 2016].
29. Bloys, B., Davis, N., Smoken, B., Bailey, L., Houwen, O, Reid, P., Sherwood, J., Fraser, L., Hodder, M. 1994. Designing and Managing Drilling Fluid. *Oilfield Review*. April 1994, 33-43.
30. BNK. 2014. BNK corporate presentation August 2014. Tilgængelig: http://www.bnkpetroleum.com/images/presentations/Current_Presentation.pdf [besøgt 9 september 2015].
31. Bommer, J.J., Crowley, H., Pinho, R. 2015. A risk-mitigation approach to the management of induced seismicity. *J. Seismol.* 19: 623–646; doi:10.1007/s10950-015-9478-z.
32. Bosworth, S., El-sayed, H.S., Ismail, G., Ohmer, H., Stracke, M., West, C., Retnanto, A. 1998. Key Issues in Multilateral Technology Drilling, completing and later reentering wells with multiple branches to improve. *Oilfield Review* 10: 14–28.
33. Boyd, D., Al-kubti, S., Khedr, O.H., Khan, N., Al-nayadi, K., Degouy, D., et al. 2006. Reliability of Cement Bond Log Interpretations Compared to Physical Communication Tests Between Formations. 2006 Abu Dhabi Int. Pet. Exhib. Conf. 11.
34. Braae, E. 2015. Beauty Redeemed. Recycling Post-Industrial Landscapes. IKAROS, Press. BIRKHÄUSER, Basel. Kapitel 6. Design as intervention: outline for a transformation theory. P. 275 – 304. ISBN 978-87-92614-10-0.
35. Bradbury, J., Obeiter, M., Draucker, L., Wang, W., Stevens, A. 2013. Clearing the Air: Reducing Upstream Greenhouse Gas Emissions from U.S. Natural Gas Systems. Working Paper. Washington (DC): World Resources Institute.
36. Britt, L.K., Schoeffler, J. 2009. The Geomechanics Of A Shale Play : What Makes A Shale Prospective ! SPE Pap. 125525, 2009 SPE East. Reg. Meet. 1–9; doi:10.2118/125525-MS.
37. Britt, L.K., Smith, M.B. 2009. Horizontal Well Completion, Stimulation Optimization, And Risk Mitigation. SPE East. Reg. Meet. 23–25.
38. Brittingham, M.C., Maloney, K.O., Farag, A.M., Harper, D.D., Bowen, Z.H. 2014. Ecological risks of shale oil and gas development to wildlife, aquatic resources and their habitats. *Environmental Science & Technology* 48: 11034-11047.
39. Broderick, J., Anderson, K., Wood, R., Gilbert, P., Sharmina, M., Footitt, A., Glynn, S., Nicholls, F. 2011. Shale gas: an updated assessment of environmental and climate change impacts. A report commissioned by The Co-operative and undertaken by researchers at the Tyndall Centre. University of Manchester.
40. Broomfield, A. 2012. Support to the identification of potential risks for the environment and human health arising from hydrocarbons operations involving hydraulic fracturing in Europe. AEA Technology plc, for European Commission DG Environment.
41. Brufato, C., Cochran, J., Conn, L., Power, D., Zaki Abd Alla El-Zeghaty, S., Fraboulet, B., et al. 2003. From Mud to Cement — Building Gas Wells. *Oilf. Rev.* 62–76.
42. Buchardt, B., Nielsen, A.T., Schovsbo, N.H. 1997. Alun Skiferen i Skandinavien. *Geologisk Tidsskrift* 3: 1–30.
43. Burkhart, J., Huber, T., Bolling, G. 2013: Potential Radon release during Fracking in Colorado. The American Association of Radon Scientists and Technologists. Radon Symposium Paper. Springfield, IL 2013, 20-27.
44. Burnham, A., Han, J., Clark, C.E., Wang, M., Dunn, J.B., Rivera, I.P. 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions of shale gas, natural gas, coal, and petroleum. *Environmental Science & Technology* 46:619–627.
45. Burton, G.A., Basu, N., Ellis, B.R., Kapo, K.E., Entekin, S., Nadelhoffer, K. 2014. Hydraulic “Fracking”: Are surface water impacts an ecological concern? *Environmental Toxicology and Chemistry* 33: 1679-1689.
46. Calvez, J.H.L., Craven, M.E., Klem, R.C., Baihly, J.D., Bennett, L.A., Brook, K. 2007. Real-Time Microseismic Monitoring of Hydraulic Fracture Treatment: A Tool To Improve Completion and Reservoir Management. SPE Hydraul. Fract. Technol. Conf. 7; doi:10.2118/106159-MS.

47. Cathles, L. M., Brown, L., Taam, M., Hunter, A. 2012. A commentary on “The greenhouse-gas footprint of natural gas in shale formations” by R.W. Howarth, R. Santoro, and Anthony Ingraffea. *Climate Change* 113:525–535.
48. Caulton, D.R., Shepson, P.B., Santoro, R.L., Sparks, J.P., Howarth, R.W. Ingraffea, A.R. Cambaliza, M.O.L., Sweeney, C., Karion, A., Davis, K.J., Stirm, B.H., Montzka, S.A., Miller, B.R. 2014. Toward a better understanding and quantification of methane emissions from shale gas development. *PNAS* 111(17): 6237–6242.
49. Charpentier, R.R., Cook, T.A. 2010. Improved USGS methodology for assessing continuous petroleum resources. U.S. Geological Survey Data Series 547: 22 p. and program.
50. Cherry, J., Ben-Eli, M., Bharadwaj, L., Chalaturnyk, R., Dusseault, M.B., Goldstein, B., et al. 2014. Environmental Impacts of Shale Gas Extraction in Canada. The Expert Panel on Harnessing Science and Technology to Understand the Environmental Impacts of Shale Gas Extraction.
51. Christensen, T.H., Bjerg, P.L., Banwart, S., Jakobsen, R., Heron, G., Albrechtsen, H.-J. (2000): Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology* 45: 165-241.
52. Christopherson, S., Rightor, N. 2012. How shale gas extraction affects drilling localities: Lessons for regional and city policy makers. *Journal of Town and City Management* 2(4): 1-20.
53. Chutter, F.M. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia* 34: 57-76.
54. Cipolla, C.L., Berntsen, B. A., Moos, H., Ginty, W.R., Jensen, L. 2000. Case Study of Hydraulic Fracture Completions in Horizontal Wells, South Arne Field Danish North Sea. *SPE - Asia Pacific Oil Gas Conf.* 259–273.
55. Clarke, H., Eisner, L., Styles, P., Turner, P. 2014a. Felt seismicity associated with shale gas hydraulic fracturing: The first documented example in Europe. *Geophys. Res. Lett.* 41:8308–8314; doi:10.1002/2014GL062047.
56. Clarke, H., Eisner, L., Styles, P., Turner P. 2014b. Felt seismicity associated with shale gas hydraulic fracturing: The first documented example in Europe. *Geophys. Res. Lett.* 41:8308–8314; doi:10.1002/2014GL062047. Received.
57. Commonwealth of Pennsylvania Department of Conservation and Natural Resources Bureau of Forestry. 2011. Guidelines for Administering Oil and Gas Activity on State Forest Lands VERSION 2011-1 April 26, 2011. Tilgængelig: http://www.dcnr.state.pa.us/cs/groups/public/documents/document/dcnr_004055.pdf. [besøgt 13 januar 2016].
58. Conoco-Phillips, Lane-Energy. 2013. Hydraulic Fracturing Fluid Product Component Information Disclosure: Strzeszewo LE-1 (Stage 1). opppw.pl 0–2. Available: www.opppw.pl/pl/sklad_plynu_szczelinujacego/23.
59. Considine, T., Watson, R., Considine, N., Martin, J. 2012. Environmental Impacts during Marcellus Shale Gas Drilling: Causes, Impacts, and Remedies, Report 2012-1. Buffalo: Shale Resources and Society Institute, State University of New York.
60. Considine, T.J., Watson, R.W., Considine, N.B., Martin, J.P. 2013. Environmental regulation and compliance of Marcellus Shale gas drilling. *Environ. Geosci.* 20:1–16; doi:10.1306/eg.09131212006.
61. Cornell, C.A. 1968. Engineering seismic risk analysis. *Bull. Seismol. Soc. Am.* 58: 1583–1606.
62. Cornford, C., Birdsong, B., Groves-Gidney, M. 2014. Offshore Unconventional Oil From the Kimmeridge Clay Formation of the North Sea: A Technical and Economic Case. *Unconventional Resources Technology Conference (URTeC)*: 1936282. DOI 10.15530/urtec-2014-1936282.
63. Council of Canadian Academies. 2014. Environmental Impacts of Shale Gas Extraction in Canada. Ottawa (ON): The Expert Panel on Harnessing Science and Technology to Understand the Environmental Impacts of Shale Gas Extraction. Council of Canadian Academies.
64. COWI. 2006. Hess Denmark aps VVM for Syd Arne - feltudbygning og production. Oktober 2006. Tilgængelig: <http://docplayer.dk/2145869-Vvm-for-syd-arne-feltudbygning-og-produktion.html>. [besøgt 13 januar 2016].
65. Darrah, T.H., Vengosh, A., Jackson, R.B., Warner, N.R., Poreda, R.J. 2014. Noble gases identify the mechanisms of fugitive gas contamination in drinking-water wells overlying the Marcellus and Barnett Shales. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111:14076–14081; doi:10.1073/pnas.1322107111.
66. Davies, R.J., Mathias, S.A., Moss, J. Hustoft, S., Newport, L. 2012: Hydraulic fractures: How far can they go. *Marine and Petroleum Geology* 37: 1-6.
67. Davies, R.J., Almond, S., Ward, R.S., Jackson, R.B., Adams, C., Worrall, F., et al. 2014. Oil and gas wells and their integrity: Implications for shale and unconventional resource exploitation. *Mar. Pet. Geol.* 56:239–254; doi:10.1016/j.marpetgeo.2014.03.001.
68. de Pater, C.J.J., Baisch, S. 2011. Geomechanical Study of Bowland Shale Seismicity. *Synth. Rep.* 71.

69. Deichmann, N., Giardini, D. 2009. Earthquakes Induced by the Stimulation of an Enhanced Geothermal System below Basel (Switzerland). *Seismol. Res. Lett.* 80:784–798; doi:10.1785/gssrl.80.5.784.
70. Department of Conservation and Natural Resources, 2013. Guidelines for Administering Oil and Gas activity on State Forest Lands. Commonwealth of Pennsylvania.
71. Drikkevandsbekendtgørelsen (2014) Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr 292 af 26/03/2014, Miljøministeriet, Naturstyrelsen, j.nr. NST-400-00073
72. Drohan, P.J., Brittingham, M., Bishop, J., Yoder, K. 2012. Early Trends in Landcover Change and Forest Fragmentation due to Shale-Gas Development in Pennsylvania: A Potential outcome for the Northcentral Appalachians. *Environmental Management*, 49: 1061–1075.
73. Drollette, B.D., Hoelzer, K., Warner, N.R., Darrah, T.H., Karatum, O., O'Connor, M.P., et al. 2015. Elevated levels of diesel range organic compounds in groundwater near Marcellus gas operations are derived from surface activities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112:13184–13189; doi:10.1073/pnas.1511474112.
74. DSF. 2013. Vibrationspåvirkninger af bygninger, anlæg og installationer som følge af sprængningsarbejder. DSF Anvisn. nr. 1 DSF Anvisn.
75. Dusseault, M.B., Bruno, M.S., Barrera, J., Media, P., Waterloo, U., Bruno, M.S., et al. 2001. Casing Shear : Causes , Cases , Cures. *SPE Int. Oil Gas Conf. Exhib. China*; doi:10.2118/48864-ms.
76. Dusseault, M., Gray, M., Nawrocki, P. 2000. Why Oilwells Leak: Cement Behavior and Long-Term Consequences. Paper presented at Society of Petroleum Engineers International Oil and Gas Conference and Exhibition, Beijing, China.
77. Eapi, G.R., Sabnis, M.S., Sattler, M.L. 2014. Mobile measurement of methane and hydrogen sulfide at natural gas production site fence lines in the Texas Barnett Shale. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(8): 927-944.
78. ECHA 2015a. Evaluation of active substances Assessment Report Glutaraldehyde Product-type 2, 3, 4, 6, 11, 12 30.9.2014 eCA Finland. ECHA. Tilgængelig: http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/1310-11/1310-11_Assessment_Report.pdf [besøgt 13 januar 2016].
79. ECHA, 2015b, CLH report Proposal for Harmonised Classification and Labelling Reaction mass 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one and 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1); C(M)IT/MIT, Version 2. Tilgængelig: <http://echa.europa.eu/documents/10162/423f98b0-6482-4a54-b390-93d7e1ea9206> [besøgt 13 januar 2016].
80. Ejrnæs, R., Andersen, D.K., Baattrup-Pedersen, A., Damgaard, C.F., Nygaard, B., Dybkjær, J.B., Stenhøj Baun Christensen, B., Nilsson, B., Johansen O. 2010. Hydrologiske og vandkemiske forudsætninger for en god naturtilstand i grundvandsafhængige terrestriske økosystemer. Styringsgrupperne for fagdatacentre for grundvand, ferskvand og biodiversitet samt By og Landskabsstyrelsen, Miljøovervågningssekretariatet. Tilgængelig: <http://vbn.aau.dk/da/publications/hydrologiske-og-vandkemiske-forudsætninger-for-en-god-naturtilstand-i-grundvandsafhængige-terrestriske-økosystemer%28ca1d405c-d801-49d3-b8bd-5d9faad86037%29.html> [besøgt 13 januar 2016].
81. Ellsworth, W.L. 2013. Injection-Induced Earthquakes. *Science* 341(6142):1–6; doi:Artn 122594210.1126/Science.1225942.
82. Eltschlager, K.K., Hawkins, J.W., Ehler, W.C., Baldassare, F.J. 2001. Technical measures for the investigation and mitigation of fugitive methane hazards in areas of coal mining. Pittsburgh, PA: U.S. Dept. of the Interior, Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement.
83. Energistyrelsen. 2012. Danmarks Olie- og Gasproduktion 2012. Energistyrelsen, København.
84. Energistyrelsen. 2015. Pressemeldelse udsendt 17. august 2015. Tilgængelig: <http://www.ens.dk/info/nyheder/nyhedsarkiv/vendsyssel-1-efterforskningsboringen-afsluttet-nordjylland> [besøgt den 9. september 2015].
85. Entekin, S., Evans-White, M., Johnson, B., Hagenbuch, E. 2011. Rapid expansion of natural gas development poses a threat to surface waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(9): 503–511.
86. Environment Canada 2001. Canadian Environmental protection act 1999. Priority substances list assessment report – road salt. Environment Canada, Canada. Tilgængelig: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/road_salt_sels_voirie/index-eng.php#tphp [besøgt den 9. september 2015].
87. Erlström M. 2014. Skifergas och biogen gas i alunskiffern i Sverige, förekomst och geologiska förutsättningar – en översikt. SGU-rapport 2014:19.
88. Eshleman, K. N., Elmore, A. 2013. Recommended Best Management Practices for Marcellus Shale Gas Development in Maryland. Appalachian Laboratory University of Maryland Center for Environmental Science Frostburg, M.D. 21532 Final Report submitted to: Maryland Department of the Environment Baltimore.
89. EU Kommissionens henstilling af 22. januar 2014 om minimumsprincipper for efterforskning og produktion af kulbrinter (såsom skifergas) ved hjælp af hydraulisk højvolumenfrakturering (fracking). Den Europæiske Unions Tidende 8.2.2014.

90. EU. 2013. JRC Scientific and Policy Reports. Assessment of the use of substances in hydraulic fracturing of shale gas reservoirs under REACH. September, 2013. Tilgængelig: https://ec.europa.eu/jrc/sites/default/files/req_jrc83512_assessment_use_substances_hydraulic_fracturing_shale_gas_reach.pdf. [besøgt den 9. Januar 2016].
91. EU. 2014. European Commission. Technical support for assessing the need for a risk management framework for unconventional gas extraction. Tilgængelig: http://ec.europa.eu/environment/integration/energy/pdf/risk_mgmt_fw.pdf. [besøgt den 9. Januar 2016].
92. European Commission. 2014. European Commission DG Environment. Technical support for assessing the need for a risk management framework for unconventional gas extraction. Doc Reg No: 32834rr014i7
93. European Parliament. 2011. Impacts of shale gas and shale oil extraction on the environment and on human health. Directorate General for Internal Policies, Policy Department A: Economic and Scientific. Policy. IP/A/ENVI/ST/2011-07. June 2011. Tilgængelig: <http://www.europarl.europa.eu/document/activities/cont/201107/20110715ATT24183/20110715ATT24183EN.pdf>. [besøgt den 26. November 2016].
94. Ewen, C., Brochardt, D., Richter, S., Hamerbacker, R. 2012. Hydraulic fracturing risk assessment: Study concerning the safety and environmental compatibility of hydraulic fracturing for natural gas production from unconventional reservoirs. ExxonMobil Production, Darmstadt, Germany. Tilgængelig: http://dialog-erdgasundfrac.de/sites/dialog-erdgasundfrac.de/files/Ex_HydrofrackingRiskAssessment_120611.pdf [besøgt den 26. November 2015].
95. Faber, E., Stahl, W. 1984. Geochemical surface exploration for hydrocarbons in the North Sea. AAPG Bulletin 68:363-386.
96. Falk, H., Lavergren, U., Bergbäck, B. 2006. Metal mobility in alum shale from Öland, Sweden. Journal of Geochemical Exploration 90(3): 157–165.
97. Fisher, R.S. 1998. Geologic and Geochemical Controls on Naturally Occuring Radioactive Materials (NORM) in Produced Water from Oil, Gas, and Geothermal Operations. Environmental Geosciences 5(3): 139-150.
98. Fleckenstein, W.W., Eustes, A.W., Miller, M.G. 2000. Burst Induced Stresses in Cemented Wellbores. Stress Int. J. Biol. Stress.
99. Flewelling, S.A., Sharma, M. 2014. Constraints on Upward Migration of Hydraulic Fracturing Fluid and Brine. Groundwater 52(1): 9-19.
100. Fontenelle, L., Weston, M., Lord, P., Haggstrom, J. 2013. Recycling Water : Case Studies in Designing Fracturing Fluids Using Flowback, Produced, and Nontraditional Water Sources.
101. Fredericia, J. 1988. Den hydrogeologiske kortlægning af Nordjyllands amtskommune. Geologisk rapport. Danmarks Geologiske Undersøgelse. Rapport nr. 22.
102. Gandossi, L. 2013. An overview of hydraulic fracturing and other formation stimulation technologies for shale gas production. Eur. Commisison Jt. Res. Cent. Tech. Reports; doi:10.2790/99937.
103. Gaucher, E.C., Garnier, A., Vidal-Gilbert, S., Stepernich, J., Mösser-Ruck, R., Pironon, J. 2014. Toxic metals in shales: questions and methods for a better management of flow-back waters. Unconventional Resources Technology Conference (URTeC). DOI 10.15530/urtec-2014-1928654
104. Gautier, D.L., Charpentier, R.R., Gaswirth, S.B., Klett, T.R., Pitman, J.K., Schenk, C.J., Tennyson, M.E., Whidden, K.J. 2013. Undiscovered Gas Resources in the Alum Shale, Denmark. U.S. Geological Survey Fact Sheet 2013–3103, 1–4.
105. Gautneb, H., Sæther, O.M. 2009. A compilation of previously published geochemical data on the lower Cambro-Silurian sedimentary sequence, including the alum shales in the Oslo region. Geological Survey of Norway, Report no 2009.053.
106. Ghanizadeh, A., Gasparik, M., Amann-Hildenbrand, A., Gensterblum, Y., Kross, B.M. 2014. Experimental study of fluid transport processes in the matrix system of the European organic-rich shales: I. Scandinavian Alum Shale. Marine and Petroleum Geology 51: 79–99.
107. Gilman, J.B., Lerner, B.M., Kuster, W.C., de Gouw, J.A. 2013. Source signature of volatile organic compounds from oil and natural gas operations in northeastern colorado. Environmental Science and Technology 47(3): 1297-1305.
108. Gilmore, K., Hupp, R., Glathar, J. 2014. Transport of hydraulic fracturing water and wastes in the Susquehanna river basin, Pennsylvania, Journal of Environmental Engineering 140 (5): B4013002
109. Godstein, B.D., Brooks, B.W., Cohen, S.D., Gates, A.E., Honeycutt, M.E., Morris, J.B., Orme-Zavaleta, J., Penning, T.M., Snawder, J. 2014. The role of toxicological science in meeting the challenges and opportunities of hydraulic fracturing. Toxicological Sciences 139: 271-283.
110. Gräber, D., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J., Baattrup-Pedersen, A. 2015. Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand. Notat fra DCE, Nationalt Center for Miljø og Energi.

- Tilgængelig: http://naturstyrelsen.dk/media/131304/41_notat_vurdering-af-vandindvindings-effekt-vandloebsoekologiske-tilstand_final.pdf [besøgt den 9. Januar 2016].
111. Graham, J., Irving, J., Tanga, X., Sellers, S., Crisp, J., Horwitz, D., Muehlenbachs, L., Krupnick, A. Carey, D. 2015. Increased traffic accident rates associated with shale gas drilling in Pennsylvania, Accident Analysis and Prevention 74: 203-209.
 112. Green, C. A., Styles, P., Baptie, B.J. 2012. Shale Gas Fracturing Review & Recommendations for Induced Seismic Migration. 26.
 113. GTV. 2011. GTV- Richtlinie1 Seismizität bei Geothermieprojekten Blatt 1: Seismische Überwachung - Gelbdruck. 1101.
 114. Gutenberg B, Richter CF. 1956. Magnitude and energy of earthquakes. Ann. Geophys. 9: 1–15.
 115. Guzyte, G., Sujetoviene, G., Zaltauskaite, J. 2011. Effects of salinity on earthworm (*Eisenia fetida*). Environmental Engineering. The 8th International Conference May 19–20, 2011, Vilnius, Lithuania. Tilgængelig: http://leidykla.vgtu.lt/conferences/Enviro2011/Articles/1/111_114_Guzyte_others.pdf. [besøgt den 9. Januar 2016].
 116. Haluszczak, L.O., Rose A.W., Kump, L.R. 2013. Geochemical evaluation of flowback brine from Marcellus gas wells in Pennsylvania, USA. Applied Geochemistry 28: 55-61.
 117. Hand, B.M., Banikowski, J. E. 1988. Radon in Onondaga County, New York: Paleohydrogeology and redistribution of uranium in Paleozoic sedimentary rocks. Geology 16: 775-778.
 118. Harris, P. 1993. Chemistry and Rheology of Borate-Crosslinked Fluids at Temperatures to 300°F. J. Pet. Technol. 45:264–269; doi:10.2118/24339-PA.
 119. Harris, P.C., Batenburg, D Van., Services, H.E. 1998. A Comparison of Freshwater- and Seawater-Based Borate-Crosslinked Fracturing Fluids. SPE 50777 1–5.
 120. Hart, B.T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C., Swadling, K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. Hydrobiologia 210: 105-144.
 121. Hart, M.V., Adams, T., Schwartz, A. 2013. Transportation impacts of frac sand mining in the MAFC Region: Chippewa County case study, White paper series: 2013. National center for freight and infrastructure research and education. University of Wisconsin-Madison.
 122. Haut, R.C., Crook, R.J. 1979. Primary cementing: The mud displacement process. SPE Annu. Tech. Conf. Exhib.
 123. Hayhoe, K., Kheshgi, H. S., Jain, A. K., Wuebbles D. J. 2002. Substitution of natural gas for coal: climatic effects of utility sector emissions. Climate Change 54:107-139.
 124. Healy, D. 2012. Hydraulic Fracturing or ‘Fracking’: A Short Summary of Current Knowledge and Potential Environmental Impacts. A Small Scale Study for the Environmental Protection Agency (Ireland) under the Science, Technology, Research & Innovation for the Environment United Kingdom. Tilgængelig: https://www.epa.ie/pubs/reports/research/sss/UniAberdeen_FrackingReport.pdf [besøgt den 9. Januar 2016].
 125. Healy, J.H., Rubey, W.W., Griggs, D.T., Raleigh, C.B. 1968. Denver Earthquakes. Science 161:1301–&; doi:DOI 10.1126/science.161.3848.1301.
 126. Heller, R.J. 2013. Multiscale investigation of fluid transport in gas shales. Stanford University.
 127. Henriksen, H.J., Troldborg, L., Højberg, A.L., Refsgaard, J.C. 2008. Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and numerical groundwater-surface water model. Journal of Hydrology 348(1-2): 224-240.
 128. Higuchi, T. 1988. The Visual and Spatial Structure of Landscapes. Cambridge, England MIT. ISBN 0262081202.
 129. Hilal, M.A., Attallah, M.F., Mohamed, G.Y., Fayez-Hassan, M. 2014. Evaluation of radiation hazard potential of TENORM waste from oil and natural gas production. Journal of Environmental Radioactivity 136: 121-126.
 130. Hjelm Poulsen, L. Interview, v. Maja Nikolajew d. 02.10.15. Center for Olie og Gas, DTU.
 131. Holland, A.A. 2013. Earthquakes Triggered by Hydraulic Fracturing in South-Central Oklahoma. Bull. Seismol. Soc. Am. 103:1784–1792; doi:10.1785/0120120109.
 132. Holloway, M.D., Rudd, O. 2013. Fracking the operations and Environmental Consequences of Hydraulic Fracturing. Wiley. DOI: 10.1002/9781118747926.
 133. Horton, S. 2012. Disposal of Hydrofracking Waste Fluid by Injection into Subsurface Aquifers Triggers Earthquake Swarm in Central Arkansas with Potential for Damaging Earthquake. Seismol. Res. Lett. 83:250–260; doi:10.1785/gssrl.83.2.250.
 134. Horvat, R. 2013. Marcellus shale. Invest. Technol. Gr. Available: <http://www.itg.com/wp-content/themes/itg->

- decode/energy-2013/18-Ryan_Horvat_Marcellus_Shale.pdf [accessed 7 December 2015].
135. Hossain, M.M., Rahman, M.K., Rahman, S.S. 2000. Hydraulic fracture initiation and propagation: Roles of wellbore trajectory, perforation and stress regimes. *J. Pet. Sci. Eng.* 27:129–149; doi:10.1016/S0920-4105(00)00056-5.
 136. Hosterman, J.W., Patterson, S.H. 1992. Bentonite and Fuller's Earth Resources of the United States. U.S. Geological Survey Professional Paper 1522. Washington, D.C.: United States Government Printing Office.
 137. Hovedstadsrådet 1982. Teknisk baggrundsnotat 1. Hydrogeologisk kortlægning. 631-63.
 138. Howarth, R.W., Shindell, D., Santoro, R.L., Ingraffea, A., Phillips, N., Townsend-Small, A. 2011a. Methane Emissions from Natural Gas Systems. National Climate Assessment, Feb. Report No. 2011-003. Washington, DC: Office of Science and Technology Policy.
 139. Howarth, R.W., Santoro, R., Ingraffea, A. 2011b. Methane and the greenhouse gas footprint of natural gas from shale formations. *Climate Change Letters* 106: 679-690.
 140. Howarth, R.W. 2014. A bridge to nowhere: methane emissions and the greenhouse gas footprint of natural gas. *Energy Science & Engineering*, 1-14. doi: 10.1002/ese3.35.
 141. Hower, W. 1974. Influence of Clays on the Production of Hydrocarbons. *Proc. SPE Symp. Form. Damage Control* 4785; doi:10.2118/4785-MS.
 142. Hubbert, M., Willis, D. 1972. Mechanics of hydraulic fracturing. *Undergr. Waste Manag. Environ. Implic.* 210:239–257; doi:10.1016/S0376-7361(07)53011-6.
 143. Hultman, N., Rebois, D., Scholten, M., Ramig, C. 2011. The greenhouse impact of unconventional gas for electricity generation. *Environmental Resource Letters* 6:044008. doi: 10. 1088/1748-9326/6/4/044008.
 144. Højberg, A.L., Trolborg, L., Nyegaard, P., Ondracek, M., Stisen, S., Christensen, B.S.B., Nørgaard, A. 2008. National Vandressource Model: Sjælland, Lolland, Falster og Møn - Opdatering januar 2008. GEUS rapport 2008/65, København.
 145. IAEA. 2003. Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry. IAEA Safety Reports Series No. 34.
 146. Ingraffea, A., Santoro, R., Shonkoff, S.B. 2013. Wellbore Integrity: Failure Mechanisms, Historical Record, and Rate Analysis. EPA's Study Hydraul. Fract. Its Potential Impact Drink. Water Resour. 2013 Tech. Work. Present. Well Constr. Subsurf. Model.
 147. International Association of Oil & Gas Producers. 2010. Blowout frequencies. 1–20.
 148. IOGP. 2015. NGSFACTS, International Association of Oil and Gas Producers. Tilgængelig: <http://www.iogp.org/IOGP/NGSFACTS#4055689-find-a-well---by-list> [besøgt den 9. Januar 2016].
 149. IPCC. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Intergovernmental Panel on Climate Change. Tilgængelig: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> [besøgt den 9. Januar 2016].
 150. Jackson, R.B., Vengosh, A., Carey, J.W., Davies, R.J., Darrah, T.H., O'Sullivan, F., Pétron, G. 2014. The Environmental Costs and Benefits of Fracking. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 327-62.
 151. Jackson, R.E., Gorody, A.W., Mayer, B., Roy, J.W., Ryan, M.C., Van Stempvoort, D.R. 2013a. Groundwater Protection and Unconventional Gas Extraction: The Critical Need for Field-Based Hydrogeological Research. *Groundwater* 1-23.
 152. Jackson, R.B., Vengosh, A., Darrah, T.H., Warner, N.R., Down, A., Poreda, R.J., Osborn, S.G., Zhao, K., Karr, J.D. 2013b. Increased stray gas abundance in a subset of drinking water wells near Marcellus shale gas extraction. *PNAS* 110 (28): 11250–11255.
 153. Jakobsen, J., Sterri, N., Saasen, A., Aas, B., Kjosnes, J., Vigen, A. 1991. Displacements in eccentric annuli during primary cementing in deviated wells. 509–517; doi:10.2118/21686-MS.
 154. Jamarillo, P., Griffin, W. M., Mathews, H. S. 2007. Comparative life-cycle air emissions of coal, domestic natural gas, LNG, and SNG for electricity generation. *Environmental Science & Technology* 41:6290–6296.
 155. Jarvie, D.M. 2012. Shale resource systems for oil and gas: Part 1 - Shale-gas resource systems. *AAPG Memoir* 97: 69–87.
 156. Jeng, A.S. 1992. Weathering of some Norwegian alum shales. 2. Laboratory simulations to study the influence of aging, acidification and liming on heavy-metal release. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-soil and Plant Science* 42(2): 76-87.
 157. Jessen, S., Postma, D., Larsen, F., Nhan, P.Q., Hoa, L.Q., Trang, P.T.K., Long, T.V., Viet, P.H., Jakobsen, R. 2012. Surface complexation modeling of groundwater arsenic mobility: Results of a forced gradient experiment in a Red River flood plain aquifer, Vietnam. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 98: 186-201.
 158. Jiang, M., W. M. Griffin, C. Hendrickson, P. Jaramillo, J. van Briesen, Benkatesh, A. 2011. Life cycle greenhouse gas emissions of Marcellus shale gas. *Environmental Resources Letters* 6: 034014. DOI: 10.1088/1748-9326/6/3/034014.

159. Johansen, M. 2015. Personlig kommunikation med Martin Johansen, miljømedarbejder, Klintholm i/s.
160. Johns, J.E., Aloisio, F., Mayfield, D.R. 2011. Well integrity analysis in Gulf of Mexico wells using passive ultrasonic leak detection method. Society of Petroleum Engineers 142076-MS.
161. Ju, D., Young, T.M. 2005. The influence of natural organic matter rigidity on the sorption, desorption, and competitive displacement rates of 1,2-dichlorobenzene. *Environmental Science & Technology* 39(20): 7956-7963.
162. Kahrilas, G.A., Blotevogel, J., Stewart, P.S., Borch, T. 2014. Biocides in hydraulic fracturing fluids: A critical review of their usage, mobility, degradation, and toxicity. *Environmental Science & Technology* 49: 16-32.
163. Kakadjian, S., Thompson, J., Torres, R., Well, T., Lp S. 2015. Fracturing Fluids from Produced Water. 1–5.
164. Kang, M., Kanno, C.M., Reid, M.C., Zhang, X., Mauzerall, D.L., Celia, M.A., Chen, Y., Onstott, T.C. 2014. Direct measurements of methane emissions from abandoned oil and gas wells in Pennsylvania. *PNAS* 111(51): 18173–18177.
165. Kargbo, D.K., Wilhelm, R.G. & Campell, D.J. 2010. Natural Gas Plays in the Marcellus Shale: Challenges and Potential Opportunities. *Environmental Science & Technology* 44: 5679-5684.
166. Kell, S. 2011. State Oil and Gas Agency Groundwater Investigations and their role in advancing regulatory reforms A two-state review: Ohio and Texas.
167. Keranen, K.M., Savage, H.M., Abers, G.A., Cochran, E.S. 2013. Potentially induced earthquakes in Oklahoma, USA: Links between wastewater injection and the 2011 Mw 5.7 earthquake sequence. *Geology*; doi:10.1130/g34045.1.
168. King, G.E. 2010. Thirty years of gas-shale fracturing: What have we learned? *JPT J. Pet. Technol.* 62:88–90; doi:10.2118/133456-MS.
169. King, G.E. 2012. Hydraulic Fracturing 101: What Every Representative, Environmentalist, Regulator, Reporter, Investor, University Researcher, Neighbor and Engineer Should Know About Estimating Frac Risk and Improving Frac Performance in Unconventional Gas and Oil Wells. SPE 152596. Society of Petroleum Engineers.
170. King, G., King, D. 2013. Environmental Risk Arising From Well Construction Failure: Differences Between Barrier Failure and Well Failure and Estimates of Failure Frequency Across Common. SPE Annu. Tech. Conf. Exhib. SPE-166142-MS; doi:10.2118/166142-MS.
171. King, G.E. 2014. 60 Years of Multi-Fractured Vertical, Deviated and Horizontal Wells: What Have We Learned? SPE Annual Technical Conference and Exhibition, 27-29 October, Amsterdam, The Netherlands.
172. Kolb, W.A., Wojcik, M. 1985. Enhanced Radioactivity due to Natural oil and Gas Production and related Radiological Problems. *The Science of the Total Environment* 45: 77-84.
173. Kondash, A., Vengosh, A. 2015. Water Footprint of Hydraulic Fracturing. *Environ. Science & Technology Letters* 2: 276–280
174. Koniecznyńska, M., Woźnicka, M., Antolak, O., Janica, R., Lichtarski, G., Nidental, M., Otwinowski, J., Starzycka, A., Stec, B., Wróbel, G. 2011. Environmental Aspects of Hydraulic Fracturing Treatment Performed on the Lebień LE- 2H Well. Polish Geological Institute, National Research Institute.
175. Koppelman, B., Walker, A., Woods, E. 2012a. Shale gas extraction in the UK: a review of hydraulic fracturing. London: RS-RAENG.
176. Kurz B a, Stepan DJ, Harju J a, Stevens BG, Cowan RM. 2011. Evaluation Of Brackish Groundwater Treatment For Use In Hydraulic Fracturing Of The Bakken Play ,North Dakota.
177. Kuuskraa, V.A., Stevens, S.H., Moodhe, K.D. 2013. World Shale Gas and Oil Resources Assessment, prepared for the U.S. Energy Information Administration (EIA), the statistical and analytical agency within the U.S. Department of Energy, May, 2013.
178. Ladlee, J., Jacquet, J. 2011. The Implications of Multi-Well Pads in the Marcellus Shale. Research & Policy Briefs Series 43. September 2011.
179. Laier, T. 1989. Mapping of low enthalpy brines in Denmark for geothermal exploitation. *Proceedings - International Symposium on Water-Rock Interaction* 6: 409-412.
180. Laier, T. 2008. Chemistry of Danish saline formation waters relevant for core fluid experiments. *Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport* 2008/48.
181. Laier, T. 2012. Results of monitoring groundwater above the natural underground storage at Stenlille, Denmark. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 26: 45–48
182. Langford, M., Holland, B., Green, C. A., Bocaneala, B., Norris, M. 2013. Offshore Horizontal Well Fracturing : Operational Optimisation in the Southern North Sea. SPE Offshore Eur. Oil Gas Conf. Exhib. 3-6 Sept. 1–6.

183. Langley, D. 2011. Multilateral completions on rise but still a niche. *Drilling Contractors*. July/August 2011.
184. Larsen, B. T. 2014. *Jordskælv i Nordsøen*. GEUS-notat.
185. Lassen, A., Thybo, H. 2012. Neoproterozoic and Palaeozoic evolution of SW Scandinavia based on integrated seismic interpretation. *Precambrian Research* 204–205: 75–104.
186. Last, N., Bp UK, Mujica, S., Pattillo, P., America, B.P., Kelso, G. 2006. Evaluation, Impact, and Management of Casing Deformation Caused By Tectonic Forces in the Andean Foothills, Colombia. 26–28.
187. Lavergren, U., Åström, M.E., Bergbäck, B., Holmström H. 2009. Mobility of trace elements in black shale assessed by leaching tests and sequential chemical extraction. *Geochemistry: Exploration, Environment Analysis* 9: 71–79.
188. Lebas, R., Lord, P., Luna, D., Shahan, T. 2013. Development and Use of High-TDS Recycled Produced Water for Crosslinked-Gel-Based Hydraulic Fracturing. SPE 163824, SPE Hydraul. Fract. Technol. Conf. 1–9; doi:10.2118/163824-MS.
189. Lechtenbohrer, M., Altmann, S., Capito, Z., Matra, W., Weindorf, W., Zittel, W. 2011. Impacts of shale gas and shale oil extraction on the environment and on human health. Brussels: Directorate general for internal policies, European Parliament.
190. Leff, E. 2011. Supplemental Generic Environmental Impact Statement on the Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program. New York: NYSDEC
191. Leventhal, J.S. 1991. Comparison of organic geochemistry and metal enrichment in two black shales: Cambrian Alum Shale of Sweden and Devonian Chattanooga Shale of United States. *Mineralium Deposita* 26: 104–112.
192. Levin, G., Jepsen, M.R., Blemmer, M. 2012. Basemap, Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 11. Tilgængelig: <http://www.dmu.dk/Pub/TR11.pdf>. [besøgt den 24. Januar 2016].
193. Lindgreen, H., Drits, V.A., Sakharov, B.A., Salyn, A.L., Wrang, P., Dainyar, L.G. 2000. Illite-smectite structural changes during metamorphism in black Cambrian Alum shales from the Baltic area. *American Mineralogist* 85: 1223–1238.
194. Llewellyn, G.T., Dorman, F., Westland, J.L., Yoxtheimer, D., Grieve, P., Sowers, T., et al. 2015. Evaluating a groundwater supply contamination incident attributed to Marcellus Shale gas development. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112:6325–6330; doi:10.1073/pnas.1420279112.
195. Logan, J., Heath, G., Paranhos, E., Boyd, W., Carlson, K. 2012. Natural Gas and the Transformation of the US. Golden (CO): Joint Institute for Strategic Energy Analysis.
196. Mackay, E., Collins, I. 2003. PWRI: Scale formation risk assessment and management. International Symposium on Oilfield Scale, 29–30 January, Aberdeen, United Kingdom
197. Madsen, T., Schneider, J., Staaf, E., PennEnvironment_Group. 2011. In the Shadow of the Marcellus Boom Vulnerable Pennsylvanians at Risk In the Shadow of the Marcellus Boom. PennEnvironment.
198. Maguire-Boyle, S.J., Barron, A.R. 2014. Organic compounds in produced waters from shale gas wells. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16: 2237–2248.
199. Maryland Department of the Environment and Maryland Department and Natural Resources. 2015. Assessment of Risks from Unconventional Gas Well Development in the Marcellus Shale of Western Maryland. Baltimore, MD: The Department of Environmental Protection.
200. Maxwell, S.C., Rutledge, J., Jones, R., Fehler, M. 2010. Petroleum reservoir characterization using downhole microseismic monitoring. *Geophysics* 75:A129–A137; doi:10.1190/1.3477966.
201. Mayerhofer, M., Lolon, E., Warpinski, N., Cipolla, C., Walser, D., Rightmire, C. 2010. What Is Stimulated Reservoir Volume? *SPE Prod. Oper.* 25:16–18; doi:10.2118/119890-PA.
202. McBroom, M., Thomas, T., Zhang, Y. 2012. Soil erosion and surface water quality impacts of natural gas development in east Texas, USA. *Water* 4: 944–958.
203. McDaniel, J. 2014. Cement Sheath Durability: Increasing Cement Sheath Integrity to Reduce Gas Migration in the Marcellus Shale Play. *Hydraul. Fract. Technol. Conf.*; doi:10.2118/168650-MS.
204. McGarr, A., Bekins, B., Burkardt, N., Dewey, J., Earle, P., Ellsworth, W., et al. 2015. Coping with earthquakes induced by fluid injection. *Science* (80-.). 347:830–831; doi:10.1126/science.aaa0494.
205. McKenzie, L. M., Witter, R. Z., Newman, L. S., Adgate, J. L. 2012. Human health risk assessment of air emissions from development of unconventional natural gas resources. *Science of the Total Environment* 424(1): 79–87.

206. Meng, Q., Ashby, S. 2014. Distance: A critical aspect for environmental impact assessment of hydraulic fracturing. *The Extractive Industries and Society* 1: 124-126.
207. Michalski, R., Ficek, A. 2015. Environmental pollution by chemical substances used in the shale gas extraction – a review. *Desalination and water treatment* 57(3): 1336-1343.
208. Michie, TW, Koch, CA. (1991). Evaluation of injection-well risk management in the Williston Basin. *J Pet Tech* 43: 737-741. <http://dx.doi.org/10.2118/20693-PA>.
209. Miljøstyrelsen. 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og 7, 1998.
210. Miljøstyrelsen. 2011. Bekendtgørelse om deponeringsanlæg. BEK nr 719 af 24/06/2011. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
211. Min, J.E., Lee, T., Choi, J., Park, J.W. 2005. Black shale as a sorbent for trichloroethylene and Cr(VI). *Environmental Technology* 26(6): 643-652.
212. Mogensen TE, Korstgård JA. 2003. Triassic and Jurassic transtension along part of the Sorgenfrei-Tornquist Zone, in the Danish Kattegat. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 1: 439–458.
213. Molofsky, L.J., Connor, J.A., Farhat, S.K., Wylie, A.S. Jr., Wagner, T. 2011. Methane in Pennsylvania water wells unrelated to Marcellus shale fracturing. *Oil & Gas Journal* 109(49). Tilgængelig: <http://www.ogj.com/articles/print/volume-109/issue-49/exploration-development/methane-in-pennsylvania-water-p1.html>. [besøgt den 9. Januar 2016].
214. Montgomery, C.T., Smith, M.B., Technologies, N.S.I., Fracturing, H., Cooke, C.E., Dollarhide, F.E., et al. 2010. Hydraulic fracturing History of an enduring technology. *J. Pet. Technol.* 26 –41.
215. MST. 2015. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Tilgængelig: <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/graensevaerdier-for-jord/> [besøgt den 9. Januar 2016].
216. Muehlenbachs, K. 2012. Identifying the Sources of Fugitive Methane Associated with Shale Gas Development, Updated with New Data, Jan 2012. Paper presented at Resource for the Future. Managing the Risks of Shale gas: Identifying a Pathway Toward Responsible Development, Washington (DC).
217. Muehlenbachs, K. 2013. Determining the Source Depth of Migrating Problem Gases along Wellbores ! North Am. Wellbore Integr. Work.
218. Mueller, D., Eid, R. 2006. Characterizing Early-Stage Physical Properties, Mechanical Behavior of Cement Designs. Paper presented at Drilling Conference, Miami Beach (FL).
219. Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C. 2015. Quantification of methane emission from 15 Danish landfills using mobile tracer dispersion method. *Waste Management* 35: 177–186.
220. Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C.W., Scheutz, C. 2014. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management* 34: 1416–28.
221. Naturstyrelsen. 2014. VVM tilladelse til fase 2 af genudskylningen af naturgaslageret ved Ll. Torup. J.nr. NST-131-00133. Tilgængelig: <http://naturstyrelsen.dk/media/131156/samlet-vvm-till-ll-torup.pdf> [besøgt den 9. Januar 2016].
222. Nielsen, L.H., Japsen, P. 1991. Deep wells in Denmark, 1935-1990: lithostratigraphic subdivision. København: Danmarks geologiske undersøgelse.
223. Nielsen, A.T., Schovsbo, N.H. 2006. Cambrian to basal Ordovician lithostratigraphy in southern Scandinavia. *Bulletin of the Geological Society of Denmark* 53: 47–92.
224. Nielsen, S. P. 2006. Radioactive isotopes in Danish drinking water, Danish Ministry of the Environment, Working Report No., 11.
225. Norsok. 2004. NORSOK D-010 - Well Integrity in Drilling and Well Operations. Rev. 3: 224.
226. O'Sullivan, F., Paltsev, S. 2012. Shale gas production: Potential versus actual greenhouse gas emissions. *Environmental Research Letters* 7(4). DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/044030.
227. OECD 1992. OECD GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS. Adopted by the Council on 17th July 1992 Ready Biodegradability 301. Tilgængelig: <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/1948209.pdf> [besøgt den 9. Januar 2016].
228. Olmstead, S.M., Muehlenbachs, L. A., Shih, J., Chu, Z., Krupnick, A.J. 2013. Shale gas development impacts on surface water quality in Pennsylvania. *PNAS* 110: 4962–4967.
229. Ordaz, M., A. A, Arboleda, J. 2007. CRISIS 2007, Program for Computing Seismic Hazard.
230. Osborn, S.G., Vengosh, A., Warner, N.R., Jackson, R.B. 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. *PNAS* 108(20): 8172–8176.
231. Ottemöller, L., Nielsen, H.H., Atakan, K., Braunmiller, J., Havskov, J. 2005. The 7 May 2001 induced seismic event in the Ekofisk oil field, North Sea. *J. Geophys. Res. Earth* 110; doi:Artn B10301

- 10.1029/2004jb003374.
232. PA DEP Office of Oil and Gas 2013. Oil and Gas Compliance Report. Pennsylvania Department of Oil and Gas. Tilgængelig: www.portal.state.pa.us/portal/server.pt/community/oil_and_gas_compliance_report/20299 [besøgt den 9. Januar 2016].
 233. Paktinat, J., Neil, B.O., Aften, C., Hurd, M. 2011. Critical Evaluation of High Brine Tolerant Additives Used in Shale Slick Water Fracs. SPE 141356, SPE Prod. Oper. Symp. 1–19.
 234. Palisch, T., Vincent, M., Handren, P. 2010. Slickwater Fracturing: Food for Thought. SPE Prod. Oper. 25:327–344; doi:10.2118/115766-PA.
 235. Patel, P.S., Partners, P.C., Robart, C.J., Ruegamer, M. 2014. Analysis of US Hydraulic Fracturing Fluid System and Proppant Trends. SPE Hydraul. Fract. Technol. Conf.; doi:<http://dx.doi.org/10.2118/168645-MS>.
 236. Pattillo, P.D., Last, N.C., Asbill, W.T. 2004. Effect of Nonuniform Loading on Conventional Casing Collapse Resistance. SPE Drill. Complet. 19: 156–163.
 237. Patrício Silva, A.L., Holmstrup, M., Kostal, V., Amorim, M.J.B. 2013. Soil salinity increases survival of freezing in the enchytraeid *Enchytraeus albidus*. The Journal of Experimental Biology 216: 2732–2740.
 238. Pedersen, G.K. 1989. The sedimentology of Lower Palaeozoic black shales from the shallow wells Skelbro 1 and Billegrav 1, Bornholm, Denmark. Bulletin of the Geological Society of Denmark 37: 151–173.
 239. Pedersen, L.B., Ingerslev, M. 2007. Alternativer til vejsalt som tømiddel i glatførebekæmpelse. Arbejdsrapport nr. 36, Skov & Landskab, Hørsholm.
 240. Peduzzi, P., Harding Rohr Reis, R. 2013. Gas fracking: can we safely squeeze the rocks? Environmental Development 6: 86–99.
 241. Petron, G., Frost, G., Miller, B. T., Hirsch, A. I., Montzka, S. A., Karion, A. et al. 2012. Hydrocarbon emissions characterization in the Colorado Front Range – a pilot study. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 117(D4), D04 304. DOI: 10.1029/2011JD016360.
 242. Petersen, H., Nielsen, L. 2008. Evaluation of the quality, thermal maturity and distribution of potential source rocks in the Danish part of the Norwegian–Danish Basin. Geological Survey Of Denmark And Greenland Bulletin 16.
 243. PHE. 2013. Review of the Potential Public Health Impacts of Exposures to Chemical and Radioactive Pollutants as a Result of Shale Gas Extraction. Draft for Comment. London: Public Health England.
 244. Pickett, A. 2015. Pad drilling: Leading operators improve efficiency and effectiveness of multiwell pad operations. American Oil and Gas Reporter. Wednesday, January 20, 2016. Tilgængelig: <http://www.aogr.com/magazine/cover-story/leading-operators-improve-efficiency-and-effectiveness-of-multiwell-pad-ope> [besøgt den 9. Januar 2016].
 245. Piszcz, K., Luczak, J., Hupka, J. 2014. Mobility of shale drill cuttings constituents. Physicochemical Problems of Mineral Processing 50(2): 795–810.
 246. Pool, W., Geluk, M., Abels, J., Tiley, G. 2012. Assessment of an unusual European Shale Gas play: The Cambro-Ordovician Alum Shale, southern Sweden. Society of Petroleum Engineers 152339-MS.
 247. Rahm, G.B., Bates, J.T., Bertoia, L.R., Galford, A.E., Yoxthimer, D.A., Riha, S.J. 2013. Wastewater management and Marcellus Shale gas development: Trends, drivers, and planning implications. Journal of Environmental Management 102: 105–113.
 248. Rahm, D., Fields, B., Farmer, J.L. 2015. Transportation impacts of fracking in the Eagle Ford shale development in rural south Texas: Perceptions of local government officials. Journal of Rural and Community Development 10(2): 78–99.
 249. Rambøll. 2014. Efterforskningsboring Vendsyssel-1 – Skifergas ved Dybvad VVM-Redegørelse og Miljørapport Februar 2014. København: Rambøll.
 250. Rasmussen, E.S., Dybkjær, K., Piasecki, S. 2010. Lithostratigraphy of the upper Oligocene – Miocene succession of Denmark. GEIS, Bulletin 22. Copenhagen.
 251. Rasmussen, J.J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Monberg, R.J., Kronvang, B. 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. Science of the Total Environment 416: 148–155.
 252. Rassenfoss, S. 2011. From Flowback to Fracturing: Water Recycling Grows in the Marcellus Shale. J. Geochemical Explor. 48 –51.
 253. Regeneris Consulting. 2011. Economic Impact of Shale Gas Exploration & Production in Lancashire and the UK. A Report prepared for Cuadrilla Resources, Regeneris Consulting Limited, September 2011.
 254. Robinson, A. L. 2012. Air Pollutant Emissions from Shale Gas Development and Production. Pittsburgh (PA): Carnegie Mellon University.
 255. Robles, J., Criado, M.A., Jensen, E., Morris, W., Neuquen, P.I. 2005. Dynamic Mud-Cake Removal Evaluation

- Under Annulus Hydrodynamic Conditions Th. 1–8.
256. Rousk, J., Elyaagubi, F.K., Jones, D.L., Godbold, D.L. 2011. Bacterial salt tolerance is unrelated to soil salinity across an arid agroecosystem salinity gradient. *Soil Biology & Biochemistry* 43:1881-1887.
 257. Rowan, E.L., Engle, M.A., Kirby, C.S., Kraemer, T.F. 2011. Radium Content of Oil-and Gas-Field Produced Waters in the Northern Appalachian Basin (USA): Summary and Discussion of Data. USGS Scientific Investigations Report 2011-5135.
 258. Rowan, E.L., Kreamer, T.F. 2012. Rado-222 Content og Natural Gas Samples from Upper and Middle Devonian Sandstone and Shale reservoirs in Pennsylvania: Preliminary Data. USGS Open-File Report Series 2012-1159.
 259. Rozell, D.J., Reaven, S.J. 2012. Water pollution risk associated with natural gas extraction from the Marcellus shale. *Risk analyses* 32: 1382-1393.
 260. Ryan, P.A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams. *New Zealand. Journal of Marine and Freshwater Research* 25: 207-221.
 261. Sabins, F.L. 1998. Problems in cementing Horizontal Wells. *J. Pet. Technol.* 398–400.
 262. Sand-Jensen, K., Larsen, G. 2006. *Naturen i Danmark. Geologien*, Gyldendal, 2. udgave.
 263. Sang, W., Stoof, C.R., Zhang, W., Morales, V.L., Gao, B., Kay, R.W., Liu, L., Zhang, Y., Steenhuis, T.S. 2014. Effect of Hydrofracking Fluid on Colloid Transport in the Unsaturated. *Environmental Science & Technology* 48, 8266–8274.
 264. Schäfer, R.B., Bundschuh, M., Rouch, D.A., Szöcs, E., von der Ohe, P.C., Pettigrove, V., Schulz, R., Nugegoda, D., Kefford, B. 2012. Effects of pesticide toxicity, salinity and other environmental variables on selected ecosystem functions in streams and the relevance for ecosystem services. *Science of the Total Environment* 415: 69-78.
 265. Schlumberger. 2015. Drilling mud Schlumberger Oilfield Glossary. Tilgængelig: http://www.glossary.oilfield.slb.com/en/Terms/d/drilling_mud.aspx [besøgt den 9. Januar 2016].
 266. Schneble, H. 2012. Umweltplanung Bullermann Schneble: Landscape and surface effects (land use, infrastructure, process). Abstract. Tilgængelig: <http://dialog-erdgasundfrac.de/landscape-and-surface-effects-land-use-infrastructure-process> [besøgt den 9. Januar 2016].
 267. Schovsbo, N.H. 2002. Uranium enrichment shorewards in black shales: A case study from the Scandinavian Alum Shale. *GFF* 124: 107–116.
 268. Schovsbo, N.H., Nielsen, A.T., Klitten, K., Mathiesen, A., Rasmussen, P. 2011. Shale gas investigations in Denmark: Lower Palaeozoic shales on Bornholm. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 23: 9–12.
 269. Schovsbo, N.H. 2012a. Analytical results from the Terne-1 and Slagelse-1 wells. *Geological Survey of Denmark and Greenland Report* 2012/28.
 270. Schovsbo, N.H. 2012b. Completion report Billegrav-2 well (DGU 248.61) Part 3: Results of core plug analysis. *Geological Survey of Denmark and Greenland Report* 2012/16.
 271. Schovsbo, N.H., Nielsen, A.T. 2013. Skifergas i Danmark. *Geviden* 1: 14–17.
 272. Schovsbo, N.H., Nielsen, A.T., Gautier, D.L. 2014. The Lower Palaeozoic shale gas play in Denmark. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 31: 19–22.
 273. Schovsbo, N.H. 2012c. Geologiens eventuelle bidrag til skyllevandet i forbindelse med hydraulisk fraturering af Alunskifer. GEUS notat til Miljøstyrelsens Kemikalieenhed.
 274. Schrama, E., Naughton-Rumbo, R., van der Bas, F., Norris, M.R., Shaoul, J.R. 2013. First True Tight Gas (< 0.1 mD) Horizontal Multiple Fracture Well In The North Sea. *SPE Eur. Form. Damage Conf.* 1–20; doi:10.2118/143166-MS.
 275. Secretary of the Energy Advisory Board. 2011. Secretary of Energy Advisory Board Shale Natural Gas Production Gas Subcommittee 90-Day Report. Shale gas Prod. Subcomm. 90-day reprot. U.S. Department of Energy.
 276. Skone, T. J., Littlefield J., Marriott J. 2011. Life cycle gas inventory of natural gas extraction delivery and electricity production. Final report 24 Oct 2011(DOE/NETL-2011/1522). Pittsburgh (PA): U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory.
 277. Slonecker, E.T., Milheim, L.E., Roig-Silva, C.M., Malizia, A.R., Marr, D.A., Fisher, G.B. 2012. Landscape Consequences of Natural Gas Extraction in Bradford and Washington Counties, Pennsylvania, 2004–2010. Virginia: U.S. Geological Survey, Reston.
 278. Smith, J.A., Burns, S. E., Rabideau, A. J., Bartelt-Hunt, S.L. 2005. Evaluation of granular activated carbon, shale, and two organoclays for use as sorptive amendments in clay landfill liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 131(7): 848-856.
 279. Sone, H., Zoback, M.D. 2013a. Mechanical properties of shale-gas reservoir rocks — Part 1: Static and

- dynamic elastic properties and anisotropy. *Geophysics* 78:D381–D392; doi:10.1190/geo2013-0050.1.
- 280.Sone, H., Zoback, M.D. 2013b. Mechanical properties of shale-gas reservoir rocks - Part 2: Ductile creep, brittle strength, and their relation to the elastic modulus. *Geophysics* 78: D393–D402.
 - 281.Sorbie KS, Mackay EJ. 2000. Mixing of injected, connate and aquifer brines in waterflooding and its relevance to oilfield scaling. *J. Pet. Sci. Eng.* 27:85–106; doi:10.1016/S0920-4105(00)00050-4.
 - 282.SRU. 2013. Fracking for Shale Gas Production. A contribution to its appraisal in the context of energy and environment policy. German advisory council on the environment. SRU statement Nr 18.
 - 283.Statens Institut for Strålehygiejne. 1996. Måling af indholdet af naturligt forekommende radioaktive stoffer i bjergartsprøver fra Bornholm.
 - 284.Statens Vegvesen. 2008: Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av vejer -en litteraturgjennomgang. Rapport nr. 2535. Tilgjengelig: http://www.vegvesen.no/_attachment/70108/binary/35100 [besøgt den 9. Januar 2016].
 - 285.Stephenson, T., Valle, J. E., Riera-Palou, X. 2011. Modeling the relative GHG emissions of conventional and shale gas production. *Environmental Science & Technology* 45: 10757–10764.
 - 286.Stipp, S.L.S, Hochella, M.F., Parks, G.A., Leckie, J.O. 1992. Cd²⁺ uptake by calcite, solid-state diffusion, and the formation of solid-solution: Interface processes observed with near-surface sensitive techniques (XPS, LEED and AES). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56: 1941–1954.
 - 287.Stray gas. 2012. A White Paper Summarizing the Stray Gas Incidence & Response Forum. Stray Gas Incidence and Response Forum. Ground Water Protection Council. October 2012.
 - 288.Stringfellow, W.T., Domen, J.K., Camarillo, M.K., Sandelin, W.L., Borglin, S. 2014. Physical, chemical, and biological characteristics of compounds used in hydraulic fracturing. *Journal of Hazardous Materials* 275: 37-54.
 - 289.Stueck, H., Houseknecht, D., Franke, D., Gautier, D., Bahr, A., Ladage, S. 2015. Shale-Gas Assessment: Comparison of Gas-In-Place Versus Performance-Based Approaches. *Natural Resources Research* 1-15.
 - 290.Sundhedsstyrelsen. 1987. Radioaktive stoffer i drikkevand. Statens Institut for Strålehygiejne.
 - 291.Sundhedsstyrelsen. 2005. Vejledning om håndtering af NORM fra Olie- og gasindustrien. Statens Institut for Strålehygiejne.
 - 292.Sundhedsstyrelsen. 2015. National politik og program for ansvarlig og sikker håndtering af brugt nukleært brændsel og radioaktivt affald i Danmark. Meddelelse til Kommissionen i medfør af Rådets direktiv 2011/70/EUROTOM.
 - 293.Tan, J., Weniger, P., Krooss, B., Merkel, A., Horsfield, B., Zhang, J., Boreham, C.J., van Graas, G., Tocher, B.A. 2014. Shale gas potential of the major marine shale formations in the Upper Yangtze Platform, South China, Part II: Methane sorption capacity. *Fuel* 129: 204–218.
 - 294.Terracina, J., Parker, M., Slabaugh, B. 2001. Fracturing Fluid System Concentrate Provides Flexibility and Eliminates Waste. *Spe* 66534.
 - 295.Theodori, G.L. 2009. Paradoxical perceptions of problems associated with unconventional natural gas development. *Southern Rural Sociology* 24(3), 97-117.
 - 296.Thorling, L., W.,Ernstsen, V., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Trolborg, L., 2015. Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. Tilgjengelig: http://www.geus.dk/DK/publications/groundwater_monitoring/Sider/1989_2013.aspx [besøgt den 9. Januar 2016].
 - 297.Thuot, K. 2014. On the Launch Pad: The Rise of Pad Drilling. *Drillinginfo* 1. Tilgjengelig: <http://info.drillinginfo.com/launch-pad-rise-pad-drilling/> [Besøgt den 9. December 2015].
 - 298.Tian, C.Y, Feng, G, Li, X.L, Zhang, F.S. 2004. Different effects of arbuscular mycorrhizal fungal isolates from saline or non-saline soil on salinity tolerance of plants. *Applied Soil Ecology* 26:143–148.
 - 299.Tidd, L. 2013. Consideration of shale gas development impacts in long range transportation planning, TRB 92nd annual meeting compendium of papers. Washington D.C.: Transportation Research Board
 - 300.Total E&P Denmark B.V., 2015. Radiation protektion plan. SSP HSE 06.01. Tilgjengelig: http://frederikshavn.dk/Documents/center_for_teknik_og_miljo/Aktindsigt/Skifergas/Tilladelse%20til%20h%C3%A5ndtering%20af%20NORM%20sam%20str%C3%A5lebeskyttelsesplan.pdf [besøgt 9. september 2015].
 - 301.UK. 2014. Fracking UK shale: Water. February 2014. Department of Energy & Climate Change. Tilgjengelig: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/277211/Water.pdf [besøgt 9. september 2015].
 - 302.URS. 2012. Revised Attachment 3: Gas Well Completion Emissions Data. Submitted as part of ANGA & AXPC. (2012). ANGA Comments to EPA on New Source Performance Standards for Hazardous Air Pollutants Review America's Natural Gas Alliance. Washington (DC): ANGA and AXPC.

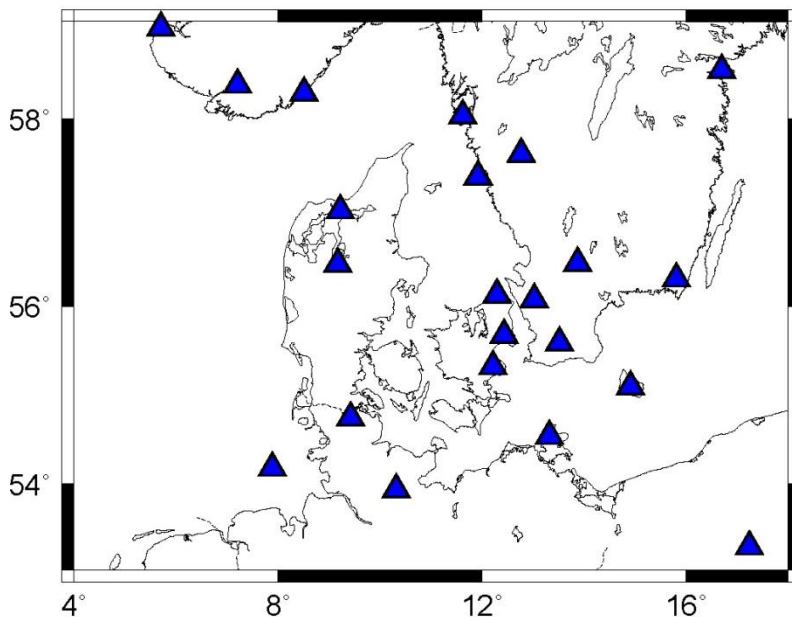
303. US Energy Information Administration. 1993. Drilling Sideways -- A Review of Horizontal Well Technology and Its Domestic Application, DOE/EIA-TR-0565.
304. US EPA. 2011a. Chemicals used in hydraulic fracturing. United States House of Representatives committee on Energy and Commerce, April 2011. Tilgængelig: <http://democrats.energycommerce.house.gov/sites/default/files/documents/Hydraulic-Fracturing-Chemicals-2011-4-18.pdf>. [besøgt den 9. Januar 2016].
305. US EPA. 2011b. Natural Gas STAR Program, Reduced Emissions Completions for Hydraulically Fractured Natural Gas Wells. Tilgængelig: http://www.epa.gov/gasstar/documents/reduced_emissions_completions.pdf [besøgt 26 November 2015].
306. US EPA 2011c. Oil and Natural Gas Sector: New Source Performance Standards and National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants Reviews, Proposed Rule. Federal Register, Volume 76, No. 163, August 23, 2011.
307. US EPA. 2012a. Ground-level Ozone Health Effects. 2/6/2012 Tilgængelig: http://www.fossil.energy.gov/programs/gasregulation/authorizations/2012_applications/Sierra_Club's_MOI_Exhibits/_20_Health_Ground.pdf [besøgt den 9. Januar 2016].
308. US EPA. 2012b. Oil and Natural Gas Sector: Standards of Performance for Crude Oil and Natural Gas Production, Transmission and Distribution: Background Supplemental Technical Support Document for the Final New Source Performance Standards. North Carolina: U.S. Environmental Protection Agency.
309. US EPA. 2012c. Study of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing on Drinking Water Resources. Progress Report. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
310. US EPA. 2012d. 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-S-12-001. Washington, DC: Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency.
311. US EPA. 2013a. Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2011. EPA Publication 430-R-13-001. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
312. US EPA. 2013b. EPA Needs to Improve Air Emissions Data for the Oil and Natural Gas Production Sectors. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
313. US EPA. 2015a. Analysis of Hydraulic Fracturing Fluid Data from the FracFocus Chemical Disclosure Registry 1.0.
314. US EPA. 2015b. Assessment of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing for Oil and Gas on Drinking Water Resources. External Review Draft. EPA/600/R-15/047a. June 2015. Washington, D.C.: Office of Research and Development. Tilgængelig: www.epa.gov/hfstudy [besøgt den 9. Januar 2016].
315. USGS (U.S. Geological Survey). 2012. Variability of distributions of well-scale estimated ultimate recovery for continuous (unconventional) oil and gas resources in the United States. U.S. Geological Survey, Open-File Report 2012-1118.
316. USGS. 2015. ShakeMap Scientific Background. Tilgængelig: <http://earthquake.usgs.gov/earthquakes/shakemap/background.php> [besøgt den 9. Januar 2016].
317. Van Stempvoort, D.R., Roy, J.W. 2011. Potential impacts of natural gas production on groundwater quality in Canada and related research needs. Unpublished report, Environment Canada, Burlington, Ontario, Canada.
318. Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Sala, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batelaan, O., Lavalley, C. 2015. Impact of shale gas development on water resources: A case study in northern Poland. *Environmental Management* 55: 1285-1299.
319. Vangkilde-Pedersen, T., Mielby, S., Roll Jakobsen, P., Hansen, B., Holst Iversen, C., Nielsen, A. M. 2011. Kortlægning af kalkmagasiner. Geovejledning 8. GEUS
320. Vengosh, A., Jackson, R.B., Warner, N., Darrah TH, Kondash A. 2014. A critical review of risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing in the United States. *Environmental Science & Technology* 48: 8334-8348.
321. Venkatesh, A., Jaramillo, P., Griffin, W.M., Matthews, H.S. 2011. Uncertainty in life cycle greenhouse gas emissions from United States natural gas end-uses and its effects on policy. *Environmental Science and Technology*, 45(19): 8182-8189.
322. Vidic, R.D., Brantley, S.L., Vandenbossche, J.M., Yoxtheimer, D., Abad, J.D. 2013. Impact of shale gas development on regional water quality. *Science* 340:1235009; doi:10.1126/science.1235009.
323. Vignes, B. 2011. *Contribution to well integrity and increased focus on well barriers in a lifecycle aspect*.
324. Voss, P., Dahl-Jensen, T., Larsen, T.B. 2015. Earthquake Hazard in Denmark. Geological Survey of Denmark and Greenland report 2015/24.
325. Voss, P., Dahl-Jensen, T., Larsen, T.B. 2015. Earthquake Hazard in Denmark. Geol. Surv. Denmark Greenl. Rep. 2015/24: pp 53.
326. Wald, D.J., Quitoriano, V., Heaton, T.H., Kanamori, H. 1999. Relationships between peak ground

- acceleration, peak ground velocity, and modified Mercalli intensity in California. *Earthq. spectra* 15: 557–564.
327. Walter G.R., Benke, R.R., Pickett, D.A. 2012. Effect of biogas generation on radon emissions from landfills receiving radium-bearing waste from shale gas development. *Journal of the Air & Waste Management Association* 62(9): 1040-1049.
 328. Wang F, Gale J. 2009. Screening criteria for shale-gas systems. *Gulf Coast Association of Geological Societies Transactions* v. 59: 779-793.
 329. Warner, N.R., Christie, C.A., Jackson, R.B., R.B., Vengosh, A. 2013. Impacts of Shale Gas Wastewater Disposal on Water Quality in Western Pennsylvania. *Environmental Science & Technology* 47: 11849-12857.
 330. WaterWorld. Shale Gas Fracking, Water lessons from the US to Europe. 2015. Tilgængelig: <http://www.waterworld.com/articles/wwi/print/volume-27/issue-2/regional-spotlight-europe/shale-gas-fracking.html> 26/9-2015 [besøgt den 26 September 2015].
 331. Watson, T. L., Bachu, S. 2009. Evaluation of the potential for gas and CO₂ leakage along wellbores. *Society of Petroleum Engineers* 24(1). Tilgængelig: <http://dx.doi.org/10.2118/106817-PA> [besøgt den 9 Januar 2016].
 332. Weijermars, R. 2013. Economic appraisal of shale gas plays in Continental Europe. *Applied Energy* 106: 100–115.
 333. White, E., Fell, M., Smith, L., Keep, M. 2015. Briefing Paper. Shale gas and fracking. House of Commons Library. UK Parliament.
 334. WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality 4th edition. ISBN 978 92 4 154815 1
 335. Williams, H.F.L., Havens, D.L., Banks, K.E., Wachal, D.J. 2008. Field based monitoring of sediment runoff from natural gas well sites in Denton County, Texas, USA. *Environmental Geology* 55: 1463-1471.
 336. Wood, R.M. 1988. The Scandinavian earthquakes of 22 December 1759 and 31 August 1819. *Disasters* 12: 223–236.
 337. Yuan, M.D., Todd, A.C. 1991. Prediction of sulfate scaling tendency in oilfield operations. *SPE Prod. Eng.* 6:63–72; doi:10.2118/18484-PA.
 338. Zhang, T. 2015. Origin and Fate of Radium in Flowback and Produced Water from Marcellus Shale Gas Exploration. Doctoral Dissertation, University of Pittsburgh.
 339. Zhang, T., Bain, D., Hammack, R.W., Vidic, R.D. 2015. Analysis of Radium-226 in high salinity wastewater from unconventional gas extraction by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS). *Environmental Science & Technology* 49 (5): 2969-2976.
 340. Ziegler, P.A. 1990. Geological atlas of Western and Central Europe. 2nd ed. The Hague : Shell.
 341. Zobak, M., Kitasei, S., Copithorne, B. 2010. Addressing the Environmental Risks from Shale Gas Development. Washington, DC: Worldwatch Institute.
 342. Zoback, M.D., Gorelick, S.M. 2012. Earthquake triggering and large-scale geologic storage of carbon dioxide. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109:10164–10168; doi:10.1073/pnas.1202473109.
 343. Zubrod, J., Bundschuh, M., Schulz, R. 2010. Effects of subchronic fungicide exposure on the energy processing of *Gammarus fossarum* (Crustacea; Amphipoda). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1674-1680.

Bilag

Bilag 1 Følte Jordskælv. Udtræk fra GEUS database

Den seismologiske tjeneste ved GEUS er nationalt datacenter for jordskælvsseismologiske data, og i Danmark driver GEUS fem målestationer (Åkirkeby, Rødovre, Lille Linde, Mønsted og Gøttrup) samt en kortperiodisk station ved Gilleleje (Figur B1). Data registreres kontinuert, sendes via internettet og arkiveres med få sekunders forsinkelse på GEUS. Data er umiddelbart åbent til rådighed internationalt, og bliver brugt til den løbende globale overvågning af jordskælv der f.eks. finder sted ved United States Geological Survey i Boulder.

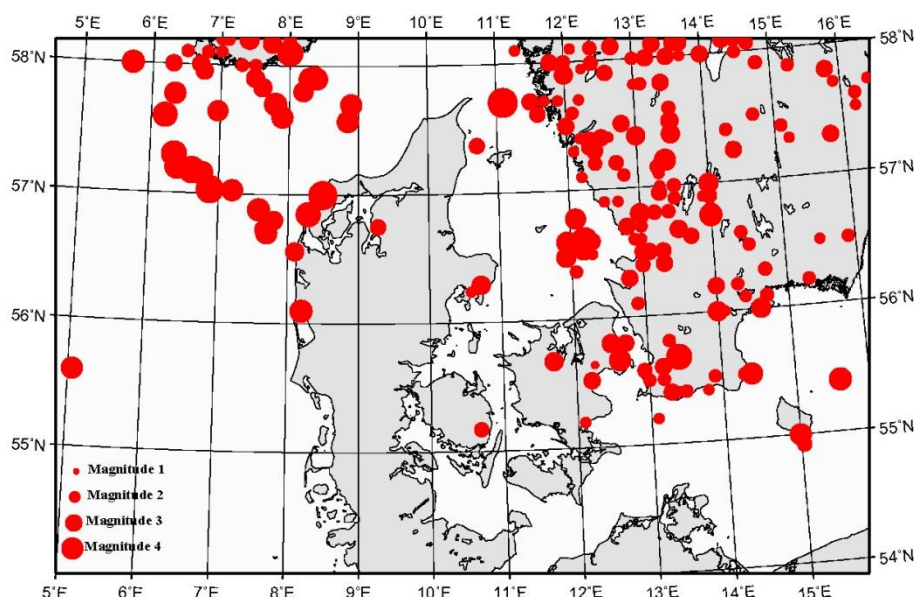


Figur B1. Målestationer i Danmark og nabolande. Fra (Voss et al. 2015)

GEUS monitorer alle data og foretager faseaflæsninger for lokale, regionale og globale jordskælv. Alle aflæsninger indrapporteres til International Seismological Centre i England, hvor de koordineres med andre landes aflæsninger. På GEUS arkiveres alle aflæsninger i en database, deriblandt lokaliseringer af lokale jordskælv og sprængninger i Danmark. Det er ikke altid muligt at afklare om en rystelse er et naturligt jordskælv, en sprængning eller på anden måde er frembragt af menneskeskabte aktiviteter. Størsteparten af sprængningerne er til søs og foretages af Forsvaret for at bortsprænge gamle miner og ammunition fundet til søs.

Tabel B1 indeholder alle kendte hændelser, hvor der er modtaget en rapport om at nogen har mærket rystelser. Nogle er indberetninger fra vore nabolande, og flere hændelser er udenfor dansk territorium. Nogle hændelser er ikke naturlige jordskælv men sprængninger (kendte eller antaget).

Figur B2 og Tabel B1 Seismiske hændelser følt i Danmark og nabolande (Database udtræk 2015-11-06)



Hvem lokaliserer og beregner størrelser:

PEN = (Penttilä 1978), AMB = (Nikolas Ambraseys 1985; Nicholas Ambraseys 1985), PML= ???, MAC = ???, BAT = (Båth 1956, 1979), KRK = ???, ISS = International Seismological Summary (forløber til ISC), DNK = GEUS, DA = GEUS, JH = Jens Havsgaard, UPP = Uppsala Universitet, BER = Bergen Universitet, ISC = International Seismological Centre (<http://www.isc.ac.uk/>), HEL = University of Helsinki, LDG = Laboratoire de Detection et de Geophysique/CEA France, NAO = NORSAR, EGT = ???, BGS = British Geological Survey

Størrelsen på jordskælv beregnes på flere måder, og betegnes med f.eks M, ML, Mw, osv., der alle er sammenlignelige med den oprindelige Richterskala. Størrelsen på det enkelte jordskælv er ofte beregnet af flere institutioner og på data fra forskellige stationer og er derfor ikke ens.

Referencer

1. Voss, P., Dahl-Jensen, T., Larsen, T.B. 2015. Earthquake Hazard in Denmark. Geological Survey of Denmark and Greenland report 2015/24.
2. Penttilä, V. 1978. Earthquakes in Finland 1610-1976.
3. Ambraseys, N. 1985. Magnitude assessment of northwestern European earthquakes. Earthquake engineering & structural dynamics 13(3): 307-320.
4. Ambraseys, N. 1985. The seismicity of western Scandinavia. Earthquake engineering & structural dynamics 13(3): 361-399.
5. Båth, M. 1956. An earthquake catalog for Fennoscandia for the years 1891 - 1950. (Serie C).
6. Båth, M. 1979. Earthquakes in Sweden 1951 - 1976. Geological Survey of Sweden.

år	måned	dag	time	minut	sekunder	Afstands indikator: L = Local, R = Regional, D = Distant	E = jordskælv, P = formentlig sprængning, Q = jordskælv, blank = formentlig jordskælv	bredde grad	længde grad	dybde (km)	F = dybde fikseret	Hvem har lokaliseret	antal stationer brugt i lokalisering	residu (sek)	størrelse nr. 1	type af størrelse	hvem har beregnet størrelse nr. 1	størrelse nr. 2	type af størrelse	hvem har beregnet størrelse nr. 2	størrelse nr. 3	type af størrelse	hvem har beregnet størrelse nr. 3
1632	2	29	1	0		L		55.8	12.5		PEN							3.5	W	PEN			
1657	4	23	11	0		L		59	12		PEN							4.4	W	PEN			
1657	5	4	10	45		L		59	10.5	28	AMB							4.8	W	AMB			
1661	12	31	23	59		L		56.5	14.5		PEN							2	W	PEN			
1673	5	1	0	0		L		58.5	11.5		PEN							3.5	W	PEN			
1676	12	31	23	59		L		57.7	11.9		PEN							2	W	PEN			
1686	1	1	0	0		L		58.3	15.4		PEN							2	W	PEN			
1690	12	31	23	59		L		58	12		PEN							2.5	W	PEN			
1691	2	6	3	0		L		56.2	14		PEN							3	W	PEN			
1693	12	31	23	59		L		58.3	12.3		PEN							2.5	W	PEN			
1694	12	31	23	59		L		58.1	12.4		PEN							2.5	W	PEN			
1694	1	1	9	0		L		57.4	12.2		PEN							2	W	PEN			
1697	2	17	19	0		L		57	13.5		PEN							2.5	W	PEN			
1701	2	1	2	0		L		56.5	14.5		PEN							2	W	PEN			
1703	2	19	5	0		L		57.4	12.6		PEN							2	W	PEN			
1708	10	3	14	0		L		58.2	13.3		PEN							2.5	W	PEN			
1711	9	11	0	0		L		58.2	13.3		PEN							2	W	PEN			
1714	12	24	8	0		L		58.5	14.5		PEN							2	W	PEN			
1716	7	27	0	0		L		58.9	14.9		PEN							2	W	PEN			
1723	2	1	0	0		L		58.1	11.3		PEN							2	W	PEN			
1729	10	13	8	0		L		58.4	12.3		PEN							2	W	PEN			
1747	7	25	15	0		L		57.5	12		PEN							2.5	W	PEN			
1751	5	23	18	0		L		58	13.7		PEN							2	W	PEN			
1751	12	23	12	0		L		56.6	13		PEN							2	W	PEN			

1752	3	16	22	0		L	59	3.7			PEN								2	W	PEN
1752	4	15	15	0		L	59	3.7			PEN								2	W	PEN
1753	11	16	15	0		L	57.4	12.5			PEN								2	W	PEN
1754	1	23	0	0		L	58.3	13			PEN								2	W	PEN
1754	2	2	0	0		L	58.3	12.9			PEN								2	W	PEN
1755	3	20	0	0		L	57.3	12.1			PEN								2	W	PEN
1755	12	28	20	0		L	57.3	12.1			PEN								2	W	PEN
1756	12	27	11	0		L	57.7	12.2			PEN								2	W	PEN
1759	5	1	0	0		L	57.3	13.2			PEN								2	W	PEN
1759	12	22	0	43		L	57.7	11.1	1		PML			5.6	5	PML	5.5		2	W	PEN
1760	8	22	12	30		L	57.7	16.4			PEN								2	W	PEN
1760	12	25	0	0		L	58.7	13.6			PEN								2	W	PEN
1761	12	20	16	0		L	58.3	13.5			PEN								3	W	PEN
1762	11	25	0	0		L	58.2	13.3			PEN								3	W	PEN
1763	2	12	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1766	1	28	2	30		L	56.3	12.8			PEN								3	W	PEN
1767	12	6	0	30		L	58.3	13.5			PEN								2	W	PEN
1769	9	5	21	43		L	56.6	12.3			PEN								3	W	PEN
1772	1	1	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1772	12	31	22	30		L	58.4	12.3			PEN								2	W	PEN
1773	1	14	2	0		L	56.5	13.5			PEN								2	W	PEN
1773	11	25	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1774	11	12	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1774	12	24	0	0		L	58.2	13.4			PEN								3	W	PEN
1775	1	1	4	0		L	58.3	13.1			PEN								2	W	PEN
1775	1	2	5	30		L	58.2	13.3			PEN								3	W	PEN
1775	5	23	0	0		L	58.2	13.3			PEN								3	W	PEN
1775	7	18	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1776	1	10	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1776	10	26	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1777	5	29	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1779	5	7	2	0		L	57.3	12.1			PEN								2	W	PEN
1781	3	29	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN
1782	4	21	0	0		L	59	16			PEN								2	W	PEN
1783	7	15	0	0		L	58.5	15			PEN								2	W	PEN
1784	3	22	16	30		L	56.9	12.7			PEN								2	W	PEN
1785	2	4	20	30		L	58.5	13.7			PEN								3	W	PEN
1786	3	4	0	0		L	56.5	12.3			PEN								2	W	PEN
1786	3	21	0	0		L	58.2	13.3			PEN								2	W	PEN

1786	7	30	6	23		L	58.2	6.4		PEN								3	W	PEN
1787	1	10	23	30		L	58.2	13.3		PEN								3	W	PEN
1788	2	24	0	0		L	56.5	12.3		PEN								2	W	PEN
1788	4	24	13	30		L	58.2	13.3		PEN								2	W	PEN
1788	8	2	10	47		L	59	5.7		PEN								2	W	PEN
1789	3	20	20	30		L	58.5	14.5		PEN								3	W	PEN
1791	8	6	3	30		L	58.4	13.8		PEN								3	W	PEN
1792	7	6	1	0		L	55.6	13.2		PEN								3	W	PEN
1793	1	1	0	0		L	58.1	8		PEN								2	W	PEN
1795	8	15	22	0		L	58.2	13.6		PEN								3	W	PEN
1796	2	21	15	0		L	58.7	14.7		PEN								3	W	PEN
1796	2	28	9	0		L	58.2	13.6		PEN								2	W	PEN
1796	9	13	22	0		L	58.8	14.9		PEN								3	W	PEN
1799	3	12	9	43		L	58	13.5		PEN								3	W	PEN
1801	7	26	6	30		L	58.5	13.3		PEN								3	W	PEN
1801	7	30	13	0		L	58.3	13.5		PEN								3	W	PEN
1801	9	5	2	0		L	58.3	13.5		PEN								3	W	PEN
1802	7	4	3	0		L	58.5	14.5		PEN								3	W	PEN
1803	7	24	22	0		L	59	10		PEN								3	W	PEN
1809	1	19	0	0		L	58	14		PEN								3	W	PEN
1814	1	20	0	0		L	58.5	17		PEN								2	W	PEN
1815	9	8	21	30		L	59	17		PEN								3	W	PEN
1816	3	1	0	0		L	58.5	14.5		PEN								2	W	PEN
1816	3	29	11	0		L	57.5	12		PEN								3	W	PEN
1818	1	20	0	0		L	58.5	13.4		PEN								2	W	PEN
1818	2	2	0	0		L	58.3	13.3		PEN								2	W	PEN
1820	11	13	11	43		L	58	13.2		PEN								3	W	PEN
1823	7	27	4	0		L	58.4	13.2		PEN								2	W	PEN
1824	8	14	0	0		L	57.7	11.7		PEN								2	W	PEN
1825	9	3	0	0		L	57.8	15.8		PEN								3	W	PEN
1825	11	18	0	0		L	58.1	13.7		PEN								3	W	PEN
1827	11	17	0	0		L	57.5	12.8		PEN								2	W	PEN
1827	11	24	0	0		L	57.5	12.8		PEN								2	W	PEN
1827	12	3	0	0		L	57.7	11.7		PEN								2	W	PEN
1828	3	8	5	15		L	56.7	12.8		PEN								3	W	PEN
1828	9	24	3	0		L	58.1	12.7		PEN								3	W	PEN
1828	9	30	0	30		L	57.5	12.8		PEN								3	W	PEN
1829	8	18	14	15		L	57.7	11.5		PEN								3	W	PEN
1833	1	13	19	0		L	58.4	15.2		PEN								3	W	PEN

1835	6	7	10	30		L	58.1	13.6		PEN							2	W	PEN
1841	4	3	13	40		L	57	8.3	2	PML				4.3	S	PML	3.3	W	MAC
1843	12	31	23	59		L	56.4	16.2		PEN							2	W	PEN
1845	12	31	23	59		L	58.2	14		PEN							3	W	PEN
1845	1	4	2	30		L	58.4	8.8		PEN							2	W	PEN
1846	11	18	0	30		L	58.3	13.1		PEN							2	W	PEN
1846	12	8	21	0		L	58.1	12.1		PEN							2	W	PEN
1846	12	10	21	0		L	58.2	12.2		PEN							2	W	PEN
1847	2	2	20	0		L	58.3	13.2		PEN							2	W	PEN
1847	3	12	0	0		L	58.3	13.3		PEN							3.5	W	PEN
1847	3	16	0	0		L	58.3	13.3		PEN							3	W	PEN
1849	4	2	2	30		L	58	11.8		PEN							3	W	PEN
1849	10	24	0	0		L	56.5	14.5		PEN							2	W	PEN
1850	8	1	17	0		L	58.2	14		PEN							3	W	PEN
1851	4	13	11	45		L	58.8	10.8	1	PML				4.6	S	PML	3.5	W	PEN
1852	2	4	11	0		L	59	5.7		PEN							2	W	PEN
1853	1	13	2	0		L	58.2	12.2		PEN							2	W	PEN
1855	2	20	0	0		L	57.1	12.2		PEN							2	W	PEN
1859	1	18	17	0		L	58.8	11.5		PEN							3	W	PEN
1860	8	12	21	30		L	56	14.1		PEN							2	W	PEN
1861	12	15	1	0		L	55.5	13.2		PEN							2	W	PEN
1862	1	7	2	0		L	56.9	13.9		PEN							2	W	PEN
1863	4	7	14	0		L	59	6		PEN							3.5	W	PEN
1865	5	7	13	20		L	59	6.1	13	PML				4.9	S	PML	4.7	W	PEN
1867	5	7	9	0		L	58	6.3		PEN							3	W	PEN
1869	12	31	23	59		L	55.4	13.3		PEN							3	W	PEN
1869	7	19	20	0		L	55.2	13.1		PEN							2	W	PEN
1871	6	30	17	0		L	58.1	8		PEN							4.7	W	PEN
1874	12	22	9	0		L	58.7	11.2		PEN							2	W	PEN
1877	3	5	12	30		L	58.5	13.7		PEN							3.5	W	PEN
1877	11	8	17	0		L	58.4	8.8		PEN							2	W	PEN
1879	2	2	17	20		L	58.8	16		PEN							4	W	PEN
1881	5	21	22	0		L	55.8	12.7		PEN							3	W	PEN
1881	12	4	18	30		L	58.2	6.4		PEN							3	W	PEN
1883	1	5	19	30		L	57.5	16.2		PEN							2	W	PEN
1883	3	25	16	35		L	57.3	12.4		PEN							3	W	PEN
1883	7	29	20	0		L	59	13.2		PEN							2	W	PEN
1883	12	20	20	30		L	57.3	13.2		PEN							2	W	PEN
1884	1	10	11	10		L	57	16.4		PEN							2	W	PEN

1884	2	29	21	30		L	38.3	13.3			PEN							2	W	PEN
1885	10	9	8	30		L	39	17.5			PEN							2	W	PEN
1886	1	6	3	0		L	39	9			PEN							3.5	W	PEN
1886	1	16	3	0		L	37.2	6.4	15		PML				4.5	5	PML			
1886	12	23	14	0		L	35.4	13.4			PEN							2	W	PEN
1886	12	23	22	10		L	36.9	12.5			PEN							2	W	PEN
1887	9	11	15	27		L	38.1	8			PEN							3.5	W	PEN
1887	11	19	10	1		L	38.1	8			PEN							2.5	W	PEN
1888	1	30	22	0		L	36.5	14.5			PEN							2	W	PEN
1888	1	31	3	0		L	37.3	15.8			PEN							3	W	PEN
1888	2	27	3	30		L	38.8	6.7			PEN							3.5	W	PEN
1888	3	28	2	0		L	36.5	14.5			PEN							2	W	PEN
1888	4	2	10	1		L	39	6.4	15		PML				3.6	5	PML	4	W	PEN
1888	4	11	6	0		L	36.5	14.5			PEN							2	W	PEN
1888	4	15	21	0		L	38.5	16.5			PEN							2	W	PEN
1888	4	17	2	0		L	37.7	15.9			PEN							2	W	PEN
1888	4	23	12	55		L	39	10.5			PEN							2.5	W	PEN
1888	5	29	2	0		L	35.4	13.5			PEN							2	W	PEN
1888	7	23	3	30		L	38.3	14.5			PEN							2	W	PEN
1888	8	2	12	0		L	38.5	15			PEN							2	W	PEN
1888	8	13	12	0		L	38.3	14.5			PEN							2	W	PEN
1888	8	18	6	0		L	35.4	13.8			PEN							2	W	PEN
1888	9	7	4	0		L	38.5	6.2			PEN							2.5	W	PEN
1888	12	27	10	0		L	38.5	6.2			PEN							3.5	W	PEN
1889	4	22	11	12		L	38.8	5.8			PEN							2.5	W	PEN
1890	2	9	10	0		L	38.1	15			PEN							2	W	PEN
1890	10	8	4	45		L	38.3	6.3			PEN							3.5	W	PEN
1891	1	18	1	52		L	38.2	16.6			BAT							2	W	BAT
1892	10	14	23	0		L	36.6	14.4	3		BAT							2.2	W	MAC
1892	10	15	1	30		L	36.6	14.4			BAT							2.2	W	MAC
1893	2	5	0	0		L	38.8	13.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1893	9	26	18	0		L	38.4	13.4	4		BAT							2.2	W	BAT
1894	1	5	6	0		L	38.7	16.3	16		BAT							3.2	W	BAT
1894	1	22	20	30		L	38.7	12.4	3		BAT							2.3	W	BAT
1894	1	22	23	0		L	38.7	12.4			BAT							2	W	BAT
1894	2	12	0	0		L	38	7.5	7		BAT							2.2	W	BAT
1894	4	21	3	30		L	35.5	14.4			BAT							2	W	BAT
1894	4	22	21	32		L	35.5	14.4	14		BAT							4.1	W	BAT
1894	4	30	19	7		L	35.5	13.2	6		BAT							2.2	W	BAT

1894	10	6	15	0		L		58.9	4.6	15		PML					4	5	PML	3.4	W	MAC
1895	1	12	9	30		L		56.4	13	8		BAT								2.7	W	BAT
1895	1	26	21	30		L		58.1	6.5	9		BAT								2.2	W	MAC
1895	1	28	2	0		L		56.8	14	4		BAT								2.2	W	BAT
1895	1	29	23	45		L		58.8	5.8	3		BAT								2.3	W	BAT
1895	12	6	1	0		L		58.5	8.8	3		BAT								2.3	W	BAT
1895	12	16	9	30		L		58.2	8	7		BAT								2.2	W	BAT
1895	12	16	12	45		L		57.6	7.9	15		PML					4.1	5	PML	4	W	PEN
1896	9	10	20	30		L		57	14	13		BAT								3.7	W	BAT
1896	9	10	23	30		L		57	14			BAT								2	W	BAT
1896	9	22	0	0		L		58.7	16.5	1		BAT								3.1	W	BAT
1896	10	21	17	0		L		56.5	14.5	6		BAT								2.3	W	BAT
1896	10	22	15	20		L		58.2	13.1	6		BAT								2.2	W	BAT
1896	12	12	12	45		L		59	14.8	6		BAT								2.2	W	BAT
1897	1	9	1	15		L		56	14	1		BAT								3.6	W	BAT
1897	6	16	12	30		L		58.5	13.1	6		BAT								2.2	W	BAT
1898	5	2	9	30		L		56.1	12.9	4		BAT								2.2	W	BAT
1898	9	11	19	53		L		58.7	5.4	18		BAT								3.5	W	BAT
1899	1	2	0	0		L		58.5	15	3		BAT								2.3	W	BAT
1899	2	21	21	0		L		58.5	8.8	3		BAT								2.3	W	BAT
1900	8	7	15	15		L		59	10	7		BAT								2.2	W	BAT
1900	12	27	22	0		L		57.1	12.8	6		BAT								2.2	W	BAT
1901	3	11	23	30		L		58.6	16.2	4		BAT								2.2	W	BAT
1902	3	1	16	15		L		58.7	5.6	5		BAT								2.2	W	BAT
1902	4	29	13	15		L		57.2	13.4	12		BAT								4	W	BAT
1902	8	17	13	45		L		58.6	9.8	12		BAT								3.9	W	BAT
1902	10	12	0	0		L		55.5	13.9	6		BAT								2.2	W	BAT
1903	9	19	17	15		L		58.5	15.2	4		BAT								3.3	W	BAT
1903	11	11	17	15		L		58.3	7.5	2		BAT								2.4	W	BAT
1904	9	27	0	0		L		58.3	14.6	6		BAT								2.2	W	BAT
1904	10	17	21	30		L		57.6	16.2	6		BAT								2.2	W	BAT
1904	10	21	3	15		L		57.6	12.1	4		BAT								2.2	W	BAT
1904	10	23	2	18		L		59	10	6		BAT								2.7	W	BAT
1904	10	26	1	0		L		55.8	13.3	3		BAT								2.3	W	BAT
1904	10	29	0	20		L		58.3	13	6		BAT								2.2	W	BAT
1904	12	9	0	30		L		58.6	12.1	6		BAT								2.2	W	BAT
1904	12	11	21	45		L		58.7	11.3	6		BAT								2.2	W	BAT
1904	12	12	2	10		L		58.7	11.3			BAT								2	W	BAT
1904	12	13	21	51		L		58.7	11.3	24		BAT								4.2	W	BAT

1905	1	8	0	0		L		58.7	11.5	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	1	15	10	35		L		56.5	13.1	14		BAT							3.1	W	BAT
1905	1	15	21	0		L		58.8	11.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	1	18	0	0		L		58.7	11.3	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	2	3	8	30		L		58.8	11.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	3	16	0	34		L		57.8	13.1	4		BAT							2.2	W	BAT
1905	3	20	11	30		L		58.8	11.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	7	3	21	27		L		58.6	10.9	2		BAT							3.7	W	BAT
1905	7	4	0	30		L		59	11.1	7		BAT							2.2	W	BAT
1905	9	7	13	48		L		58.5	15.1	6		BAT							2.2	W	BAT
1905	11	7	8	45		L		58.5	11.6	23		BAT							3.4	W	BAT
1906	1	11	16	30		L		58.9	8.4	14		BAT							2.2	W	MAC
1906	3	24	3	30		L		56.5	13	5		BAT							2.7	W	BAT
1906	4	14	0	0		L		57.4	15.1	6		BAT							2.2	W	BAT
1906	5	7	16	43		L		57.4	15.1	6		BAT							2.2	W	BAT
1906	6	3	3	24		L		57.6	6.2	15		PML				4.5	s	PML	4.2	W	KRK
1906	8	22	5	13		L		57.4	15.1			BAT							2	W	BAT
1906	12	10	16	15		L		58	5.7	15		PML				4.2	s	PML	4.2	W	BAT
1907	1	9	17	30		L		59	11.3	5		BAT							2.2	W	BAT
1907	1	14	3	32		L		58.8	12.5	3		BAT							2.3	W	BAT
1907	1	15	5	0		L		56.7	13	6		BAT							2.2	W	BAT
1907	1	29	0	0		L		56.8	13.2	1		BAT							2.6	W	BAT
1907	1	31	3	30		L		56.9	14	11		BAT							2.6	W	BAT
1907	2	6	17	0		L		58.1	13.6	4		BAT							2.6	W	BAT
1907	3	2	22	30		L		56.9	13.5	6		BAT							2.2	W	BAT
1907	3	3	2	0		L		56.9	13.5	6		BAT							2.2	W	BAT
1907	3	22	21	30		L		58.2	13.6	3		BAT							2.3	W	BAT
1907	4	5	1	40		L		58.4	13.1			BAT							2	W	BAT
1907	4	9	20	30		L		58.2	12.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1907	8	27	13	2		L		58.8	5.8	5		BAT							2.2	W	BAT
1907	9	11	9	45		L		58.7	11.9	6		BAT							2.5	W	BAT
1908	1	4	7	0		L		58.3	12.7	8		BAT							2.3	W	BAT
1908	1	8	19	0		L		58.3	11.5			BAT							2	W	BAT
1908	1	8	22	30		L		58.3	11.5	2		BAT							4.4	W	BAT
1908	1	9	1	0		L		58.3	11.5			BAT							2	W	BAT
1908	1	9	2	45		L		58.3	11.5			BAT							2	W	BAT
1908	1	15	6	30		L		58.3	12.7	7		BAT							2.2	W	BAT
1908	2	1	1	30		L		58.9	12.8	6		BAT							2.2	W	BAT
1908	2	3	18	35		L		58.9	12.8	8		BAT							2.7	W	BAT

1908	2	24	0	0		L		58.1	6.8	3		BAT								2.2	W	MAC
1909	1	10	0	0		L		58	14.5	6		BAT								2.2	W	BAT
1909	1	11	13	45		L		58.4	6	5		BAT								2.2	W	BAT
1909	1	18	4	17		L		58.5	14.9	6		BAT								2.2	W	BAT
1909	1	21	23	45		L		58.8	17	6		BAT								2.2	W	BAT
1909	2	8	0	0		L		56.6	12.9	4		BAT								2.1	W	MAC
1909	2	15	1	0		L		58	6.7	13		BAT								3.2	W	BAT
1909	3	5	19	53		L		58.6	11.4	21		BAT								3.6	W	MAC
1909	3	14	0	0		L		56.5	15.9	6		BAT								2.2	W	BAT
1909	3	15	7	58		L		59	11.2	23		BAT								4.1	W	BAT
1909	3	16	9	40		L		58.6	11.7	6		BAT								2.1	W	MAC
1909	4	8	20	15		L		58.4	15.1	6		BAT								2.8	W	BAT
1909	7	27	0	0		L		56	14	3		BAT								2.7	W	BAT
1910	2	12	22	0		L		58.5	14.9	6		BAT								2.2	W	BAT
1910	3	15	0	0		L		56.3	14.7	5		BAT								2.4	W	BAT
1910	5	16	22	0		L		59	11.2	7		BAT								2.2	W	BAT
1910	5	18	16	8		L		59	5.6	7		BAT								2.2	W	BAT
1910	10	4	22	37		L		58.3	14.3	4		BAT								2.2	W	BAT
1911	1	9	5	0		L		55.5	14.3	3		BAT								2.3	W	BAT
1911	2	19	16	35		L		58.9	9.5	3		BAT								2.3	W	BAT
1911	2	20	21	3		L		57.9	12	8		BAT								3.4	W	BAT
1911	4	18	6	40		L		58.2	7.4	15		PML				3.7	s	PML		3.6	W	MAC
1911	6	25	0	3		L		58.4	12.3	6		BAT								2.2	W	BAT
1911	8	8	10	0		L		56.5	13.1	4		BAT								2.2	W	BAT
1911	12	9	5	40		L		58.6	13.4	6		BAT								2.1	W	MAC
1912	1	22	3	25		L		58.9	11.8	6		BAT								2.2	W	BAT
1912	1	23	3	30		L		58.9	11.8	6		BAT								2.2	W	BAT
1912	1	28	23	20		L		58.8	11.8	6		BAT								2.2	W	BAT
1912	2	2	5	50		L		58.4	6.9	2		BAT								2.5	W	BAT
1912	3	30	0	0		L		58.5	14.8	4		BAT								3	W	BAT
1912	10	29	19	0		L		57.5	14.7	6		BAT								2.2	W	BAT
1912	12	1	12	0		L		56.7	7.7	15		PML				4	s	PML				
1913	2	27	3	0		L		56.2	15.3	4		BAT								2.2	W	BAT
1913	7	29	4	0		L		56.1	8.2	15		PML				4.2	s	PML				
1913	12	14	2	0		L		57.9	7.5	1		BAT								3.4	W	BAT
1914	1	10	7	0		L		58.4	9	7		BAT								2.8	W	BAT
1914	1	11	2	33		L		57.8	13			BAT								2	W	BAT
1914	7	2	6	30		L		56.8	13.4	6		BAT								2.5	W	BAT
1914	7	22	1	30		L		55.5	13	6		BAT								2.2	W	BAT

1915	2	28	20	15		L	58	7.3	5	BAT								2.2	W	BAT
1915	3	18	2	18		L	58.2	6.2	9	BAT								3.4	W	BAT
1915	7	24	23	30		L	58.2	7.1	7	BAT								2.2	W	BAT
1915	8	8	3	45		L	58.2	7	3	BAT								2.3	W	BAT
1916	2	17	0	30		L	57.1	13.3	6	BAT								2.1	W	MAC
1916	2	24	0	0		L	57.1	13.3	6	BAT								2.1	W	MAC
1916	3	7	6	55		L	57	13.3		BAT								2	W	BAT
1916	11	4	23	5		L	58.6	13.2	11	BAT								3.4	W	MAC
1917	1	30	14	30		L	58.4	15	15	BAT								3.2	W	BAT
1917	1	31	19	0		L	57.2	12.4	1	BAT								2.5	W	BAT
1917	7	11	22	0		L	58.4	8.6	5	BAT								2.2	W	BAT
1917	8	21	19	2		L	58.1	7	5	BAT								2.1	W	MAC
1918	6	8	3	15		L	57.8	13.4	1	BAT								3.1	W	BAT
1918	10	28	13	16		L	58.3	6.3	7	BAT								2.2	W	BAT
1920	1	9	9	5		L	57.4	13	7	BAT								3.4	W	BAT
1920	10	22	0	40		L	57.4	14.3	6	BAT								2.2	W	BAT
1920	10	27	4	45		L	58.2	12.5	6	BAT								2.2	W	BAT
1921	8	23	22	0		L	55	15	8	BAT								4	W	BAT
1923	9	21	11	42		L	53.5	2	1	PML					4	s	PML			
1923	10	13	4	0		L	58.3	11.5	13	BAT								3	W	BAT
1926	10	19	17	17		L	57.7	7.8	15	PML					4	s	PML	4.2	W	BAT
1927	1	24	5	18	24.00	L	58.5	6		ISS								5.6	s	PAS
1927	2	2	20	30		L	58.5	6	7	BAT								2.8	W	BAT
1927	2	15	16	55		L	57.6	13.5	8	BAT								2.5	W	MAC
1927	3	2	8	45		L	58.6	13.6	25	BAT								2.6	W	MAC
1928	3	20	3	35		L	58.2	13.6	7	BAT								2.9	W	BAT
1928	4	2	4	0		L	58.4	11.4	8	BAT								3	W	BAT
1928	4	2	9	0		L	58.4	11.4	6	BAT								2	W	BAT
1928	7	27	14	55		L	58.8	14	8	BAT								2.9	W	BAT
1929	5	23	18	36	24.60	L	57.182	6.613		DNK					4.4	s	PML	4.9	W	BAT
1929	5	29	23	31	11.30	L	57.299	6.346	11.4	DNK					4.3	s	PML	4.7	W	BAT
1929	10	26	9	15		L	57	13.5		BAT								2	W	BAT
1929	10	26	11	0		L	57	13.5		BAT								2	W	BAT
1929	10	26	13	43	35.00	L	56.75	14		BAT	2							4.2	W	BAT
1929	10	26	20	30		L	57	13.5		BAT								2	W	BAT
1929	12	1	19	10		L	58.1	16.7	9	BAT								2.9	W	MAC
1930	5	0	0	0		L	55.4	13.5	6	BAT								2.2	W	BAT
1930	8	31	1	30		L	56.5	13.3	6	BAT								2.8	W	BAT
1930	10	2	17	5		L	58.4	16.6	6	BAT								2.2	W	BAT

1930	10	9	0	0		L		55.2	12.1		BAT							2	W	BAT	
1930	10	31	23	16	38.90	L		55.665	12.61	62.3	DNK	5	0.2	4	L	DA					
1930	11	12	4	55		L		58.4	13.8	2	BAT							3.7	W	BAT	
1931	1	26	2	0		L		58.4	13.9	6	BAT							2.2	W	BAT	
1931	6	7	0	25		L		54.1	1.5	15	PML					5.5	s	PML	6	W	KRK
1931	9	27	9	48		L		58.6	13.7	1	BAT							2.3	W	MAC	
1932	2	11	16	33		L		56	14.6	12	BAT							3.6	W	BAT	
1932	4	12	6	55		L		56.2	14.3	6	BAT							2.2	W	BAT	
1932	4	12	20	9		L		56.2	14.3	6	BAT							2.2	W	BAT	
1932	7	2	2	0		L		59	12	3	BAT							2.3	W	BAT	
1932	9	3	19	6		L		58.6	13				4.2	L	JH	4.2	A	UPP			
1932	10	18	5	50		L		58.9	5.6	9	BAT							2.4	W	BAT	
1933	3	31	14	59		L		58.7	13.6	6	BAT							2.7	W	BAT	
1933	8	13	22	30		L		57.4	13.5	11	BAT							3.3	W	BAT	
1936	3	23	19	30		L		57.9	12.6	7	BAT							2.9	W	BAT	
1937	3	5	16	55		L		56.5	13	6	BAT							2.8	W	BAT	
1937	3	6	1	0		L		56.5	13		BAT							2	W	BAT	
1937	10	9	21	3		L		56.8	13	8	BAT							3.6	W	BAT	
1938	3	11	9	40		L		58.9	11.1	15	BAT							2.8	W	BAT	
1938	9	27	20	42		L		58.1	13.3	11	BAT							3.1	W	MAC	
1938	12	8	16	9		L		58.5	13.5	7	BAT							3.4	W	BAT	
1942	2	20	6	36		L		57.6	11.6		BAT							2.9	W	BAT	
1943	8	29	5	35		L		58.9	5.9	15	PML					4.5	s	PML	3.9	W	MAC
1943	1	12	2	15		L		57.4	12.5	8	BAT							3	W	BAT	
1943	2	13	20	50		L		59	11.5	2	BAT							2.7	W	BAT	
1943	4	26	19	30		L		56.1	14.4	6	BAT							2.1	W	MAC	
1943	4	27	2	0		L		56.1	14.7	5	BAT							2.5	W	MAC	
1943	4	27	19	0		L		56.1	14.7	5	BAT							2.5	W	MAC	
1946	4	24	10	0		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	24	11	30		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	24	15	0		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	24	18	30		L	E	55.4	15.6	18	BAT							4.3	W	BAT	
1946	4	24	19	10		L	E	55.4	15.6		BAT							4	W	BAT	
1946	4	24	20	30		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	24	21	20		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	25	10	30		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	25	11	0		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	25	11	30		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	
1946	4	25	12	0		L	E	55.4	15.6		BAT							2	W	BAT	

1946	4	25	12	45		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	25	13	25		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	25	14	0		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	25	14	30		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	25	17	30		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	25	20	0		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	26	4	45		L	P	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	4	26	6	0		L	E	55.4	15.6			BAT								2	W	BAT
1946	8	20	15	45		L		58.1	14.5	8		BAT								2.9	W	MAC
1946	11	30	21	55		L		58.5	11.6	13		BAT								3.4	W	BAT
1946	12	7	3	47		L		58.2	13.7	6		BAT								2.8	W	BAT
1947	2	27	22	42		L		57.4	13.5	9		BAT								3.5	W	BAT
1947	4	9	22	37		L		59	10	7		BAT								3.5	W	BAT
1947	5	15	5	45		L		58.4	8.8	3		BAT								2.3	W	BAT
1948	3	4	6	45		L		58.6	13.7	8		BAT								2.9	W	MAC
1948	5	8	22	0		L		57.2	12.7	5		BAT								2.6	W	BAT
1948	7	22	20	15		L		55.4	15.6	18		BAT								4	W	BAT
1950	3	1	21	52		L		58.8	6	3		BAT								2.3	W	BAT
1952	10	3	22	43		L		59	5.9			BAT								3.1	W	BAT
1954	6	4	21	3		L		55.4	12.6			DNK										
1954	10	18	16	44	32.20	L		56.846	8.291	25.5		DNK	4	0.8	4.6	L	DA			4.6	L	DA
1954	10	27	8	10	16.00	L		58.9	14.6	9		BAT			2.5	L	BER			2.6	W	MAC
1955	11	15	8	48	56.00	L		58.3	13.7	13		BAT			2.8	L	BER			3	W	BAT
1955	12	5	0	0		L		58.2	13.6	16		BAT			2.3	L	PEN			2.3	W	BAT
1956	2	15	3	50		L		57.5	13.5			BAT			2.3	L	BER			3.2	W	BAT
1956	7	8	23	16	23.00	L		58	13	2		BAT			2	L	BER			2.2	W	BAT
1956	7	9	20	36		L		58.5	13.6	6		BAT			2	L	PEN			2	W	BAT
1957	6	2	5	50		L		57.9	14.8	9		BAT			2.5	L	PEN			2.5	W	BAT
1957	11	17	16	19	4.00	L		57.7	8.9	15		PML					4.1	s	PML			
1958	2	9	23	21	5.00	L		54.2	1.8	15		PML					4.4	s	PML			
1958	7	10	15	23	2.00	L		58.5	9.5	15		PML					4	s	PML	3.6	W	BAT
1958	9	17	6	22	43.00	L		58.5	13.6	15		BAT			3.2	L	BER			3	W	BAT
1958	9	29	13	40		L		56.6	13.7	11		BAT			2.9	L	BAT			2.9	W	MAC
1958	10	30	12	55	24.00	L		59	11			BAT								2	W	PEN
1960	3	16	14	35		L		58.4	12	12		BAT			2.4	L	PEN			2.4	W	BAT
1960	10	20	11	50	12.00	L		56.4	13.3	23		BAT			2.8	L	BER			3.1	W	WAL
1961	4	4	11	48	49.60	L		56.95	13.29			BAT			2.8	L	BAT			2.1	W	MAC
1963	10	11	16	39	4.5	L		58.6	13.1			BAT			2.9	L	PEN			3	W	BAT
1964	7	14	5	33	56.70	L		57.03	7.2	36		DNK	41		4	L	DA			4	L	DA

1963	11	14	8	20	35.00	L		57.9	8.4	15		PML						3.8	s	PML	4.1	W	BAT
1966	2	9	23	34	5.00	L		57.8	8.2	15		PML	11					3.6	s	PML	2	W	PEN
1966	8	2	6	53	35.00	L		57.9	8.3	15		PML	12					3.8	s	PML	4.2	W	BAT
1967	8	21	13	41	49.30	L		57.092	4.593	15		DNK	46	3.4	4.5	L	DNK				4.5	L	DA
1968	2	6	1	27	32.00	L		57.33	12.33	16		BAT			2.4	L	BAT				3	W	MAC
1968	3	12	7	32	36.00	L		58.7	13.1			ISC	6		3.1	L	BAT				2.8	W	MAC
1968	4	29	21	59	2.6	L		57.566	8.853	15		DNK	11	2.9				4.1	s	PML	3	W	PEN
1968	9	3	22	35	16.90	L		58.57	14			ISC	9		3.2	L	BAT				3.7	W	MAC
1969	4	5	19	9	47.10	L		57.155	6.764	0.1		DNK	23	1.4	4.2	L	DNK				4.3	L	DA
1972	6	21	11	37	16.00	L		58.79	13.7			PEN			2.3	L	PEN						
1973	7	22	4	2	56.00	L		58.3	13.9			HEL	4		2.8	L	BAT				3	W	MAC
1974	2	5	22	34	1.20	L		58.1	14.33	18		BAT	6		2.3	L	BAT				3.1	W	MAC
1974	5	21	16	51	22.00	L		58.3	13.2			HEL	13		3.5	L	BAT				3.3	W	MAC
1974	10	28	21	56	29.50	L		57.38	12.33	9		BAT	6		2.6	L	BAT				3.2	W	MAC
1976	3	16	6	27	8.00	L		58.8	13.8			HEL	4		2.6	L	BAT				2.7	W	MAC
1976	7	3	7	25	56.80	L		58.402	14.21			ISC	7		2.7	L	BAT				2.7	W	MAC
1977	6	2	13	32	15.40	L		53.082	9.536	4		ISC	57		3.9	L	LDG						
1977	8	27	16	14	51.00	L		59	12.45			PEN	5								2	W	PEN
1977	9	5	23	40	18.80	L		57.244	14.39			ISC	11								3	W	PEN
1978	4	25	1	2	36.40	L		58.829	5.562			ISC	5								3	W	PEN
1980	4	11	4	19	11.20	L		57.983	12.4		F	DNK	18	1.1							2.7	L	UPP
1980	8	26	3	15	44.00	L		57.861	15.27	0.2		DNK	9	0.7	2.3	L	DNK				2	L	NAO
1980	11	25	2	39	5.6	L		58.414	13.9	9.9		DNK	22	2.4							2.4	L	UPP
1981	2	13	6	39	9.00	L		58.893	14.11	1	F	DNK	28	2.4							3.3	L	UPP
1981	9	6	4	11	59.80	L		57.03	6.88	4		DNK	84	1.1	5.2	L	DNK				4.2	L	BER
1981	10	7	4	37	12.10	L	I	58.755	14.99	1.2		DNK	21	0.8									
1981	10	7	5	5	35.30	L	I	58.77	15.05			DNK	19	0.7									
1981	11	11	2	48	51.10	L		57.151	13.28	1.5		DNK	16	1							2.7	L	UPP
1983	4	15	23	46	57.80	L		57.939	12.25	6.2		DNK	15	0.7							1.8	L	EGT
1983	7	12	19	4	27.20	L		58.062	14.69	6.7		DNK	15	0.7							2.5	L	NAO
1983	9	24	2	8	18.40	L		58.247	13.75			DNK	10	0.8							2.2	L	EGT
1985	6	10	15	28	42.20	L		55.6	4.621	5.1		DNK	36	1.4	3.3	C	DNK						
1985	6	15	0	40	2.5	L		56.608	12.19	9.1		DNK	44	1.2	4.7	L	DA	4.4	C	DNK	4.9	L	DNK
1986	4	1	9	56	53.50	L		56.544	12.18	7.2		DNK	37	1.4	4.1	L	DNK	3.9	C	DNK			
1989	1	20	9	33	47.50	L		57.911	8.362	15	F	DNK	26	0.9	4.2	L	DNK	3.4	C	DNK			
1990	5	24	9	51	56.90	L		56.478	11.93	1	F	DNK	15	1.3	3.2	L	DNK	3.6	C	DNK			
1991	8	23	4	7	46.50	L	X	58.871	5.769	0.1		DNK	12	0.9	2.7	C	DNK						
1993	3	6	1	26	45.60	L		57.946	6.754	62.4		DNK	14	1.2	3.3	L	DNK	3.3	C	DNK			
1993	7	7	11	48	8.30	L		55.578	4.517	15.6		DNK	15	1.1	4.2	L	DNK	3.4	C	DNK			

1994	10	18	18	38	18.20	L		55.598	5.055	0.2		DNK	1085	0.4	4.1	L	DNK	3.5	C	DNK	3.3	L	NAO
1995	2	2	21	26	9.50	L		57.98	0.508	4		DNK	32	0.5	3	L	DNK	2.7	C	DNK			
1995	5	30	4	0	16.80	L		56.292	10.72	28.9		DNK	15	1.1	3.4	L	DNK	3.2	C	DNK			
1995	10	4	20	49	42.20	L		56.779	12.08	9.9		DNK	31	1.5	3.8	L	DNK	3.9	C	DNK			
1995	11	30	5	23	52.40	L		55.644	12.26	24.8		DNK	4	0.7	1.3	L	DNK						
1995	11	30	5	23	52.40	L		55.644	12.26	24.8		DNK	4	0.7	1.3	L	DNK						
1996	12	17	18	15	14.20	L		55.578	12.94	15		DNK	73	1.2	2.6	L	DNK						
1998	7	8	23	14	43.50	L		56.563	8.102	34.7		DNK	741	9.2	3.3	L	DNK	3.4	C	DNK			
2000	10	19	10	27	24.50	L		57.639	6.962	12.6		DNK	51	1.8	3.8	L	DNK	3.5	C	DNK	3.2	W	DNK
2000	11	29	22	7	54.60	L	*	59.059	11.18	15	F	DNK	21	1.6	4.3	L	DNK	3.8	C	DNK	3.7	L	NAO
2000	12	28	12	3	41.50	L	P	55.171	10.68		F	DNK	7	1.6	2.7	C	DNK				1.9	L	NAO
2001	5	7	9	43	31.70	L		56.626	3.122	4.5		DNK	48	1.4	3.6	L	DNK	4.1	s	DNK	4.9	W	DNK
2001	6	2	0	44	51.70	L		56.801	7.803	59.3		DNK	39	0.8	3.5	L	DNK	3.4	C	DNK	2.7	W	DNK
2001	10	21	0	31	26.70	L		56.733	7.661	29.1		DNK	47	1.3	3.4	L	DNK						
2001	11	6	18	5	28.00	L		55.677	11.7	19.7		DNK	4	0.1	2.8	L	DNK	3.4	C	DNK	2.6	W	DNK
2003	7	10	5	5	39.90	L		56.745	9.283	11.4		DNK	16	1.3	2.7	L	DNK	2.8	C	DNK			
2003	11	28	23	21	21.90	L		57.37	10.71	0.1		DNK	4	1.3	2.8	L	DNK				2.3	L	NAO
2004	2	23	8	38	26.50	L		55.524	12.21	33.7		DNK	50	0.3	2.9	L	DNK	3	C	DNK			
2004	9	3	9	31	26.80	L	*	58.168	7.744	17.5	F	DNK	21	1.3	3.4	L	DNK	2.9	C	DNK	2.9	L	NAO
2004	9	21	11	5	5.60	R		55.067	20.3			DNK	30	3.5	5.2	L	DNK	4.5	W	DNK			
2004	9	21	13	32	31.60	L		54.94	20.12	0.1		DNK	26	1.3	5.6	L	DNK	3.4	s	DNK	4.8	W	DNK
2004	9	28	11	53	41.20	L		57.828	7.607	15		DNK	361	1.8	3.4	L	DNK	2.9	C	DNK	2.9	W	DNK
2006	7	24	12	57	21.30	L	E	56.371	12.06		F	DNK	3	0	2.2	L	DNK						
2007	1	28	10	30	54.60	L		57.771	6.338	37.6		DNK	80	0.6	4.1	L	DNK	3.3	C	DNK	3.1	W	DNK
2007	6	4	17	34	44.50	L		57.064	1.755	1	F	DNK	76	0.7	3.8	L	DNK	3.7	C	DNK	3.9	L	BGS
2008	2	1	12	20		L	P	56.75	8.87		F	DNK	0										
2008	2	27	0	56	46.80	D		53.405	-0.18	35		DNK	295	2.3	4.7	L	DNK	4.3	C	DNK	3.3	s	DNK
2008	12	16	5	20	3.20	R		55.666	13.42	14.3		DNK	78	2.7	4.7	L	DNK	4.4	C	DNK	3.4	s	DNK
2009	4	16	9	59	4.90	R		56.655	13.53	12.4		DNK	6	0.7	3.2	L	DNK						
2010	2	19	21	9	1.00	R		56.875	7.58	39.7		DNK	111	1.2	4.3	L	DNK	4	W	DNK			
2012	5	29	18	54	15.60	R	E	56.242	10.58		F	DNK	9	0.5	1.9	L	DNK						
2012	8	6	2	57	16.60	L		56.6	11.95	22.1		DNK	31	0.7	4.1	L	DNK						
2014	8	15	22	36	34.20	L	Q	54.92	15.04	23.5		DNK	12	0.5	2.6	L	DNK						

Bilag 2 Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skifergas

1. Indledning

For at kunne identificere, prioritere og rangere miljøfaren for alle kemikalierne anvendt ved indvinding af skifergas er kemikalierne i boremudder og fraktureringssvæske sorteret som vist i flowdiagrammet i figur B3. Der er taget udgangspunkt i den såkaldte polske stofliste, som er beskrevet i kapitel 4.2.2, samt de mest anvendte kemikalier i boremudder (afsnit 4.2.1). En oversigt over samtlige vurderede stoffer kan findes i tabel B7. Der er lagt særlig vægt på at identificere og klassificere stoffer, som potentielt kan påvirke grundvand ved nedsivning fra overfladen eller direkte kontakt ved brud på brøndintegriteten i grundvandszonen.

1.1 Sortering af skifergaskemikalier

Det kan ofte være vanskeligt at lave fulde farligheds- eller risikovurderinger for alle potentielt miljøfremmede stoffer i et givet scenarie, men ved at sortere stoffer efter visse egenskaber og klassifikationer er det muligt at fokusere på de farligste, såkaldte prioritetsstoffer (Baun et al. 2006). Hovedelementet i sorteringen er at identificere alle potentielt problematiske stoffer og derefter gruppere dem som prioritetsstoffer eller ikke-prioritetsstoffer. Potentielt problematiske stoffer er som udgangspunkt stoffer, der har en relevant fareklassifikation eller en anvendelse der gør dem potentielt problematiske. Hvis ikke en fareklassifikation eksisterer, er der søgt bredere for at undersøge, om der findes data der indikerer en sådan fareklassifikation. Undtagelsen for dette er uorganiske stoffer der vurderes særskilt. Dette gøres forbi uorganiske stoffer ikke kan vurderes ud fra deres iboende egenskaber som fx fordelingskoefficienten mellem oktanol og vand ($\log K_{ow}$), biokoncentrationsfaktor (BCF) og bionedbrydelighed. Samtidig kan tilførsel af uorganiske stoffer i store mængder i sig selv være et problem i dansk grundvand, hvilket man ikke vil identificere i en normal miljøkemisk farlighedsidentifikation. En gennemgang af metoden til sorteringen af kemikalier i boremudder og fraktureringssvæske findes herunder.



Figur B3. Flowdiagram over sorteringen af kemikalier i boremudder og fraktureringsvæske.

1.2 Sorteringsmetode

Der er fokuseret på to scenarier for at kemikalier brugt til skifergasudvinding kan ende i grundvandet:

- Der kan ske spild på overfladen (spildscenarie), hvorved stofferne kan nedsive til grundvandet.
- Der kan ske spredning pga. manglende eller reduceret brøndintegritet (lækage ved borerøret scenarie). Stofferne vil hermed bringes i direkte kontakt med grundvandet.

For at kunne prioritere og rangordne den potentielle miljøpåvirkning i lyset af disse scenarier for de anvendte ”skifergaskemikalier”, foretages en farlighedsscreening af de enkelte stoffer der bliver injiceret, samt de stoffer, der kan komme tilbage fra undergrunden med returvandet. Formålet med denne screening er udelukkende at identificere den potentielle miljøfare ved de enkelte stoffer ud fra deres iboende egenskaber. Der tages således ikke højde for koncentrationer/mængder af stofferne eller potentielle, ikke-identificerede nedbrydningsprodukter. I den foreliggende miljøvurdering er radioaktive isotoper heller ikke inddraget, da disse behandles særskilt i afsnit 4.4.

Flowdiagrammet i figur B3 er fulgt for at inddele stofferne i forskellige grupper afhængigt af den tilgængelige viden om deres miljøfare. I diagrammet bliver alle uorganiske stoffer sorteret fra i første skridt, da disse bliver vurderet separat ud fra de enkelte grundstoffer og saltes egenskaber, koncentrationer og grænseværdier (se afsnit 4.2.8). Stoffer der er biocider, har en miljøklassifikation for kronisk akvatisk giftighed eller en CMR-klassifikation (Carcinogene, Mutagene eller Reproduktionsskadelige) under den europæiske CLP forordning (Classification, Labelling and Packaging) ender på ”Listen over potentielt problematiske stoffer”.

Hvis data fra stoffernes REACH-registrering eller data fra de amerikanske miljømyndigheders (US EPA) værktøj EPI Suite og ECOTOX-databasen indikerer en kronisk miljøklassificering placeres de også på listen over potentielt problematiske stoffer. Hvis det indsamlede data ikke giver grundlag for en miljøfareklassificering, bliver stofferne vurderet at være ikke-prioriterede for den videre beslutningsproces. Alternativt kan et stof blive placeret i kategorien med utilstrækkeligt data, hvis en vurdering ikke er mulig på baggrund af det indsamlede data. Stoffer eller stofgrupper i denne kategori bliver vurderet specifikt med henblik på at beslutte, om der er grundlag for at iværksætte yderligere dataindsamling eller estimering af stofparametre/egenskaber.

Trinvist bliver sorteringen derved (se figur B3):

1. Er stoffet uorganisk bliver det sorteret fra, da de uorganiske bliver behandlet separat i afsnit 4.2.8, hvor det tilførte mængder også indgår i vurderingen. Generelt anses uorganiske stoffer anses som potentielt problematiske hvis stoffet er et biocid eller har en miljøklassifikation for kronisk akvatisk giftighed (kategori 1-3) eller en CMR-klassifikation under den europæiske CLP forordning.
2. Er stoffet et biocid kommer det på listen over potentielt problematiske stoffer.
3. Har stoffet en miljøklassifikation for kronisk akvatisk giftighed (kategori 1-3) eller en CMR-klassifikation under den europæiske CLP forordning kommer det på listen over potentielt problematiske stoffer.

4. Indikerer registreringsdata i REACH en kronisk akvatisk miljøklassificering kommer stoffet på listen over potentielt problematiske stoffer. Dette vurderes ud fra Log K_{ow} , BCF, nedbrydelighed og EC/LC₅₀-værdier. Specifikt bruges nedenstående værdier fra CLP forordningen for stoffer, hvor der ikke foreligger tilstrækkelige kroniske toksicitetsdata (EU, 2015) til at vurdere om et stof kunne falde under en kronisk akvatisk miljøklassificering (kategori 1-3).

Kronisk kategori 1:

96 timer LC 50 (for fisk) ≤ 1 mg/l og/eller

48 timer EC 50 (for krebs) ≤ 1 mg/l og/eller

72 eller 96 timer ErC 50 (for alger eller andre vandplanter) ≤ 1 mg/l.

og stoffet er ikke-hurtigt nedbrydeligt og/eller den forsøgsmæssigt bestemte BCF ≥ 500 . (eller, hvis ikke til stede, $\log K_{ow} \geq 4$).

Kronisk kategori 2:

96 timer LC 50 (for fisk) > 1 til ≤ 10 mg/l og/eller

48 timer EC 50 (for krebs) > 1 til ≤ 10 mg/l og/eller

72 eller 96 timer ErC 50 (for alger eller andre vandplanter) > 1 til ≤ 10 mg/l

og stoffet er ikke-hurtigt nedbrydeligt og/eller den forsøgsmæssigt bestemte BCF ≥ 500 . (eller, hvis ikke til stede, $\log K_{ow} \geq 4$).

Kronisk kategori 3:

96 timer LC 50 (for fisk) > 10 til ≤ 100 mg/l og/eller

48 timer EC 50 (for krebs) > 10 til ≤ 100 mg/l og/eller

72 eller 96 timer ErC 50 (for alger eller andre vandplanter) > 10 til ≤ 100 mg/l

og stoffet er ikke-hurtigt nedbrydeligt og/eller den forsøgsmæssigt bestemte BCF ≥ 500 . (eller, hvis ikke til stede, $\log K_{ow} \geq 4$).

Det er vigtigt at understrege, at dette ikke skal forstås som en foreslået klassificering under CLP. Kategoriseringen bruges kun til at vurdere, om stoffet skal anses som potentielt problematisk i sorteringen. Ved "ikke-hurtigt nedbrydeligt" forstås det, at stoffet ikke opfylder OECD kriterierne (OECD 301) for letnedbrydelighed ved aerobe forhold (tilstedeværelse af ilt). Tilsvarende betyder betegnelsen "let nedbrydelig" eller "nem nedbrydelig", at et stof opfylder OECD kriterierne og nedbrydes hurtigt under aerobe forhold, selvom stoffet dog stadig kan være svært nedbrydeligt under anaerobe forhold.

5. Indikerer fysisk-kemisk data fra EPI Suite og økotoksikologiske data fra ECOTOX (US EPA) en kronisk miljøklassificering, efter samme kriterier som i punkt 4, kommer stoffet på listen over potentielt problematiske stoffer.
6. Hvis ikke det indsamlede data giver grundlag til at et stof bliver anset som potentielt problematisk gennem punkt 2, 3, 4 og 5 kan det vurderes som et ikke-prioriteret stof for den videre beslutningsproces. Alternativt kan et stof ende i kategorien med utilstrækkeligt data, hvis en vurdering ikke er mulig på baggrund af det indsamlede data. Stoffer eller stofgrupper i denne kategori bliver vurderet specifikt med henblik på at beslutte, om der er

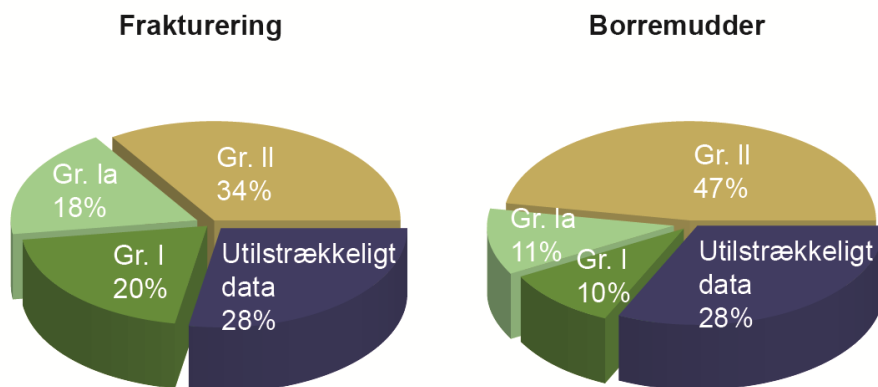
grundlag for at iværksætte yderligere dataindsamling eller –generering, fx i den danske (Q)SAR database. En stor del af (Q)SAR databasen er baseret på data fra EPI Suite som allerede er anvendt i punkt 5, men den danske Q)SAR database kan dog indeholde yderligere informationer på et givent stof.

Efter sorteringen vurderes listen over potentielt problematiske stoffer med henblik på at opdele stofferne i tre grupper:

- Gruppe I: Prioriterede stoffer
- Gruppe Ia: Mobile prioriterede stoffer. Gruppe Ia er en delmængde af gruppe I
- Gruppe II: ikke-prioriterede stoffer

Det skal bemærkes, at stoffer i gruppe II, som er anset som potentielt problematiske, er vurderet til ikke at skulle prioriteres for den videre beslutningsproces på grund af scenarie-specifikke forhold. Gruppe I stoffer betegnes som mobile, hvis de vurderes til at have en Henrys lov konstant (K_H) under $10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^3 \text{ mol}^{-1}$ og en fordelingskoefficienten mellem vand og organisk carbon (K_{oc}) under 500.

Fordelingen af stofferne i de forskellige kategorier kan ses i Figur B4 for hhv. boremudder og fraktureringstvæske. Ud af de 88 organiske kemikalier er 29 kategoriseret som prioriterede stoffer (gruppe I, se tabel B3), 33 som ikke-prioriterede stoffer (gruppe II, se tabel B4) og 26 har ikke kunnet vurderes pga. manglende data (se tabel B3). At et stof ikke kan vurderes skyldes primært, at det ikke er klart hvilket stof, der er tale om, da det ikke har et unikt CAS nummer. Det skal bemærkes, at 29 af de 117 kemikalier er frasorteret i trin 1, da det var uorganiske stoffer (se tabel B6).



Figur B4. Oversigt over kategoriseringen af de 88 organiske kemikalier på den polske liste i hhv. fraktureringsvæske og boremudder. Gr I er prioriterede stoffer, Gr Ia er prioriterede mobile stoffer og Gr II er ikke-prioriterede stoffer for den videre beslutningsproces.

1.3 Samlet resultat af karakteriseringen

Resultatet af litteratursøgning af fysiske-kemiske egenskaber, bionedbrydelighed, toksicitet, klassificering og sortering af alle 117 kemikalier som potentielt kan anvendes i fraktureringssvæske og boremudder er vist i tabel B2-7.

Tre stofgrupper dominerer i gruppe I og Ia: Biocider, petroleumsprodukter og overfladeaktive stoffer. Biocider som glutaraldehyd, 5-Chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one and 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1) (kaldet kathon eller MCI/MI) og kvaternære ammoniumforbindelser er kemisk meget forskellige, men de er alle specifikt udviklet til at have en biologisk effekt og er derfor generelt ikke ønskede i vandmiljøet, da de er toksiske.

Både glutaraldehyd og isothiazol biocider er hydrofile og anses som mobile i jord og er derfor i undergruppe Ia men har til gengæld en lav tendens til at bioakkumulere. Glutaraldehyd er let nedbrydelig ved tilsværelse af ilt og nedbrydes aerobt til glutarsyre, som metaboliseres med 80% omdannelse til CO₂ indenfor 30 dage. Desuden er glutaraldehyd ustabil i luft og ved eksponering til sollys (ECHA, 2015a). MCI/MI anses derimod ikke som let nedbrydeligt, selvom betydelig nedbrydning kan observeres i de standardiserede nedbrydelighedstest (REACH, 2015b).

Petroleumsprodukterne er generelt hydrofobe, potentielt bioakkumulerbare og svært nedbrydelige under anaerobe forhold. De kan samtidig have en høj økotoksicitet, hvilket giver anledning til en kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 CLP klassifikation. Petroleumsprodukter indeholder desuden en række sundhedsskadelige urenheder (fx naphthalen), der gør dem uønskede i miljøet. Grundet de lange alifatiske kæder er potentiel bioakkumulerbarhed også en problemstilling for de overfladeaktive stoffer. Som for petroleumsprodukterne kan de overfladeaktive stoffer udvise en høj økotoksicitet og deres biologiske nedbrydelighed under anaerobe forhold er ofte ligeledes ukendt eller begrænset med mulighed for dannelse af uønskede nedbrydningsprodukter.

Sortering viser, at der er 13 organiske stoffer fra gruppe I med en CMR- eller en kronisk akvatisk miljøfare kategori 1 klassifikation (se tabel B2), og disse kan betegnes som særligt uønskede.

Tabel B2. Liste over prioriterede stoffer (gruppe I og Ia) som er særligt uønskede i miljøet, da de har en CMR eller kronisk akvatisk miljøfare kategori 1 CLP klassifikation.

Stofnavn	Stofgruppe	Gruppe	CAS	CLP Klassifikation
Formaldehyd	Biocid	Ia	50-00-0	Muta. 2 Carc. 1B (harmonised)
Nafta (Sasol DHR 200)	Petroleumsprodukt	I	64742-48-9	Muta. 1B Carc. 1B (harmonised)
Naphthalen (urenhed)	Petroleumsprodukt	I	91-20-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat.1, Carc. 2 (harmonised)
Phenolformaldehyd		Ia	9003-35-4	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1, Muta. 2 (notificeret)
Reaktionsprodukter af acetofenon, formaldehyd, cyclohexylamin, methanol og eddikesyre		I	224635-63-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1, Carc. 2, (notificeret)
Trinatrium nitrilotriacetat (urenhed)		Ia	5064-31-3	Carc. 2 (harmonised)
MCI/MI	Biocid	Ia	55965-84-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (harmonised)
Ethoxileret alkoholer (C12-15)	Overfladeaktiv	I	68131-39-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Dicoco dimethyl kvaternære ammonium klorid	Biocid	I	61789-77-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Ethoxileret octylphenol	Overfladeaktiv	I	9036-19-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Propylenglycol	Petroleumsprodukt	Ia	57-55-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Terpener og terpenoider	Petroleumsprodukt	I	68647-72-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)
Tetramethylammonium klorid	Biocid	Ia	75-57-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)

Tabel B3. Liste over prioriterede stoffer (gruppe I og Ia).

Prioriterede stoffer			
Stofnavn	CAS	CLP Klassifikation	Gruppe
1,2,4 Trimethylbenzene (impurity)	95-63-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (harmonised)	Ia
1-Propanaminium, 3-amino-N-/carboxymethyl)-N,N-dimethyl-, N-coco acyl derivs., chlorides, sodium salts	61789-39-7	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 3 (notificeret)	Ia
5-Chloro-2-methyl-2H-isithiazol-3-one and 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1)	55965-84-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (harmonised)	Ia
Alcohol, C9-C11, Ethoxylated	68439-46-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Alcohols, C12-15, ethoxylated	68131-39-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	I
Alkyl quaternary ammonium bentonite	71011-24-0	No	Ia
Dicoco dimethyl quaternary ammonium chloride	61789-77-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	I
Distillates, (petroleum), hydrotreated light – FRA101	64742-47-8	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (based on the data)	I
Ethoxylated Alcohol	78330-21-9	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Ethoxylated octyphenol	9036-19-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	Ia
Ethoxylated tall oil	65071-95-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (based on the data)	I
Ethylendioxy dimethanol	3586-55-8	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 3 (notificeret)	Ia
Formaldehyde	50-00-0	Muta. 2 Carc. 1B (harmonised)	Ia
Gluteraldehyde – BIN191	111-30-8	No	Ia
Heavy Aromatic Naphtha	64742-94-5	Kronisk akvatisk miljøfare Kat (Based on the data)	I
Naphtha (petroleum), hydrotreated heavy	64742-48-9	Muta. 1B Carc. 1B (harmonised)	I

& Sasol DHR 200;			
Naphthalene (impurity)	91-20-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1, Carc. 2 (harmonised)	I
Octadecanoic acid	1592-23-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 3 (notificeret)	I
Oxyalkylated Alcohol Based Polymer	34398-01-1	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Phenolic resin	9003-35-4	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1, Muta. 2 (notificeret)	Ia
Polyether amin	39423-51-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
PolyEtherAmin Acetat	9046-10-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	I
Polyethylene glycol monohexyl ether	31726-34-8	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 2 (notificeret)	Ia
Prop-2-yn-1-ol	107-19-7	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 2 (harmonised)	Ia
Propylene Glycol – AIC191	57-55-6	Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)	Ia
Reaction product of: acetophenone, formaldehyde, cyclohexylamine, methanol and acetic acid	224635-63-6	Carc. 2, Kronisk akvatisk miljøfare Kat. 1 (notificeret)	I
Terpenes and Terpenoids, sweet orange-oil	68647-72-3	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	I
Tetramethylammonium chloride	75-57-0	Kronisk akvatisk miljøfare Kat 1 (notificeret)	Ia
Trisodium nitrilotriacetate (impurity)	5064-31-3	Carc. 2 (harmonised)	Ia

Tabel B4. Liste over stoffer med utilstrækkelig data til at kunne udføre en farlighedsscreening.

Stoffer med tilstrækkelig Data	
Stofnavn	CAS
Acrylamide sodium acrylate copolymer	25085-02-3
Acrylamide, 2-acrylamido-2-methylpropanesulfonic acid, sodium salt polymer	38193-60-1
Aliphatic acid salt	Proprietary
Aliphatic acids	Proprietary
Aliphatic alcohols, ethoxylated #1	Proprietary
Aliphatic co-polymer	-
Aliphatic hydrocarbon – XBA201	Proprietary
Alkenes (C14–C18), Alpha	-
Amine Copolymer - CFC102	Proprietary Polymer
Carbohydrate polymer derivative	Proprietary
Carbonhydrate polymer	-
Cationic acrylamide copolymer	-
Cholinium Chloride	Proprietary
Coke (petroleum), kalsineret	64743-05-1
DF-550	-
ethoxylated fatty esters (7,5-10 %)	-
Fatty alkyl acids (5-7,5%)	-
Guar gum	9000-30-0
Guar Gum Powder	Proprietary
Guar gum, carboxymethyl 2-hydroxypropyl ether, sodium salt	68130-15-4
Modified Alkane	-
N-naphtha Nicotinamide	770680-45-0

Polysaccharide	Proprietary
Proprietary component	-
Tridecyl alcohol polyethoxylate	68015-67-8
Vinylidene chloride/methylacrylate copolymer	25038-72-6

Tabel B5. Liste over ikke-prioriterede stoffer (gruppe II).

Ikke-prioriterede stoffer		
Stofnavn	CAS	På listen over potentielt problematiske stoffer?
2-Butoxyethanol	111-76-2	Nej
Acetic Acid	64-19-7	Nej
Acetic Anhydride	108-24-7	Nej
Acetophenone	98-86-2	Nej
Butyl diglycol	112-34-5	Nej
Cellulose	9004-34-6	Nej
Choline Chloride – CSC1001	67-48-1	Nej
Cinnamaldehyde	104-55-2	Nej
Citric Acid	77-92-9	Nej
Diethylene glycol	111-46-6	Nej
Ethanol	64-17-5	Nej
Ethylene Glycol	107-21-1	Nej
Formic Acid	64-18-6	Nej
Graphite	7782-42-5	Nej
Hydroxypropyl cellulose	9004-64-2	Nej
Isopropanol (Propan-2-ol)	67-63-0	Nej
Lutensol TO-8	629-11-8	Nej

Methanol	67-56-1	Nej
Propylene Carbonate	108-32-7	Nej
Sodium diacetate	126-96-5	Nej
Sodium erythorbate	6381-77-7	Nej
Sodium gluconate	527-07-1	Nej
Sodium Glycolate (impurity)	2836-32-0	Nej
Sodium Hydroxyacetate	2836-32-0	Nej
Tetrasodium ethylenediaminetetraacetate (EDTA)	64-02-8	Nej
Trisodium Ethylenediaminetetraacetate (impurity)	150-38-9	Nej
Urea	57-13-6	Nej
Xanthan gum	11138-66-2	Nej
Disodium Ethylene Diamine Tetra Acetate (impurity)	139-33-3	Ja
Sodium carboxymethyl cellulose	9004-32-4	Ja
2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylic acid	77-92-9	Nej
Xanthan gum (1-5%)	-	Nej
Starch (1-5%)	9005-25-8	Ja

Tabel B6. Liste over uorganiske kemikalier fraserteret i trin 1

Stofnavn	CAS	Klassifikation	Assessment	Critical soluble component	amount % of compound	koncentration mg/l of critical component	grænseværdi drikkevand mg/l	Koncentration/grænseværdi	Vurdering af grundvandseffekt
Ammonium hydrogensulfite (30-60%)	10192-30-0	No	Inorganic Assessment	NH4+	?	?	0.05	BLÅ	
				SO32-	?	?	ingen værdi		X
Ammonium Persulfate	7727-54-0	No	Inorganic Assessment	NH4+	0.0221	35	0.05	700	BLÅ
				S2O82-	-	186	ingen værdi		X
Barium sulfate	7727-43-7	No	Inorganic Assessment	Ba2+****	?	0.036	0.7	0.05	BRUN
Bentonite	1302-78-9	Carc. 2 (notified)	Potentielt CMR-Stof	IRforGV* - Lo.***	?	?	ingen værdi		ikke kritisk
Boric acid	10043-35-3	Repr. 1B (harmonised)	Potentielt CMR-Stof	BO3-	0.414	3789	6	632	RØD
Calcium carbonate	471-34-1	No	Inorganic Assessment	IRforGV* kfihk**	?	?			ikke kritisk
Calcined Bauxite				IRforGV* - Lo.***	5.75	Lo.			ikke kritisk
Calcium hydroxide (60-100%)	1305-62-0	C. Cat 3 (notified)	Potentiel Miljøfare	IRforGV* kfihk**	?	?			ikke kritisk
Carbon dioxide				IRforGV* kfihk**	16.73	167300	2	83650	X
Colemanite (CaB3O4(OH)3·H2O)	1318-33-8	n.a.	Inorganic Assessment	BO3-	0.0011	2	6	0.33	ikke kritisk
Colemanite/Ulexite****	Proprietary Blend	n.a.	Inorganic Assessment	BO3-*****	0.15	260	6	43	RØD
Corundum				IRforGV* - Lo.***	4.37				ikke kritisk
Cupric Chloride	7447-39-4	C. Cat 1, Repr. 2 (notified)	Potentielt CMR-Stof og Miljøfare	Cu2+	0.0006	3	2	1.7	ikke kritisk
Hydrochloric Acid 15%	7647-01-0	No	Inorganic Assessment	Cl-	0.202	300	250	1.2	ikke kritisk
Hydrochloric Acid			Inorganic Assessment	Cl-	0.77	3200	250	12.8	LILLA
				H+	pH=1.05	0.089 mol/l			X
Jernoxider (60-100%)	-		Inorganic Assessment	IRforGV* - Lo.***	?	Lo.			ikke kritisk
Magnesium nitrate	10377-60-3	Carc. 1B (notified)	Potentielt CMR-Stof	NO3-	0.0096	27	50	0.55	ikke kritisk
Magnesium silikat hydrat				IRforGV* - Lo.***	0.0001	Lo.			ikke kritisk
Mica (60-100%) krystallinsk silicium (5-10%)	12003-38-2	No	Inorganic Assessment	IRforGV* - Lo.***	?	Lo.			ikke kritisk
Mullite				IRforGV* - Lo.***	4.37	Lo.			ikke kritisk
Potassium Carbonate – PHA101	584-08-7	No	Inorganic Assessment	K+	0.067	260	0.1	2600	RØD
Potassium Chloride	7447-40-7	C. Cat 3 (notified)	Potentiel Miljøfare	K+	3.33	17500	0.1	175000	RØD
				Cl-		15800	250	63	LILLA

Stofnavn	CAS	Klassifikation	Assessment	Critical soluble component	amount % of compound	koncentration mg/l of critical component	grænseværdi drikkevand mg/l	Koncentration/grænseværdi	Vurdering af grundvandseffekt
Potassium Hydroxide	1310-58-3	No	Inorganic Assessment	K+	0.001	7	0.1	70 RØD	
Potassium iodide	7681-11-0	Carc. 2, Repr. 1B, C. Cat. 2 (notified)	Potentielt CMR-Stof og Miljøfare	K+	0.003	7.1	0.1	71 RØD	
			Potentielt CMR-Stof og I-Miljøfare		-	22.9	0.1	229 RØD	
Quartz	14808-60-7	Carc. 1A, Muta. 2 (notified)	Potentielt CMR-Stof	IRforGV* - Lo.***	17	Lo.			ikke kritisk
Sodium bicarbonate	144-55-8	No	Inorganic Assessment	IRforGV* - Lo.***	?	?			ikke kritisk
Sodium Bisulfite	7631-90-5	No	Inorganic Assessment	HSO3-	0.00423	33	ingen værdi		X
Sodium bromate	7789-38-0	Muta. 2, Carc. 1B (notified)	Potentielt CMR-Stof	BrO3-	0.058	492	0.01	49160	X X
Sodium carbonate	497-19-8	No	Inorganic Assessment	IRforGV* kfihk**	?	?			ikke kritisk
Sodium chlorate				ClO3-	0.0066	52	0.05	1035	X X
Sodium Chloride	7647-14-5	No	Inorganic Assessment	Cl-	0.00692	40	250	0.16	ikke kritisk
Sodium Chlorite	7758-19-2	C. Cat 3 (notified)	Potentiel Miljøfare	ClO2-	?	?	0.05		X X
sodium hydroxide	1310-73-2	No	Inorganic Assessment	Na+	0.826	4750	175	27.14	LILLA
				OH-	pH=13.3	0.2065	mol/l		X
Sodium Hypochlorite	7681-52-9	A. Cat. 1	Inorganic Assessment	ClO-	0.008	2	0.05	40	X X
Sulphur dioxide (<1%)	05-09-7446	No	Inorganic Assessment	SO2	?	?			X
Ulexite NaCaB5O6(OH)6•5(H2O)	1319-33-1	Repr. 1A	Potentielt CMR-Stof	BO3-	0.033	40	6	7	ikke kritisk
*	Ikke relevant for grundvand								
**	Komponenten findes allerede i store mængder/høje koncentrationer								
***	Lav opløselighed								
****	Beregnet ud fra ligevægt med baryt i havvand								
*****	Ved beregningen er det antaget at der er tale om ren colemanite								
BRUN	Kritisk pga lave "grænseværdier" eller kendt toxicitet								
LILLA	Kritisk pga de høje koncentrationer								
RØD	Kritisk pga lave "grænseværdier" og relativt høje forventede koncentrationer								
BLÅ	Kritisk pga lave "grænseværdier" - men forudsætter enkeltforsyning el. lign. med reduceret vand								
GRØN	Med stor sandsynlighed ikke kritisk for grundvand								
?	Effekt ikke kendt								
?	Ukendt værdi								
X	Kritisk men reagerer og neutraliseres formodentlig i blandingen eller i grundvandszonen								
X X	Kritisk pga lav grænseværdi men reagerer og neutraliseres formodentlig i blandingen og/eller i grundvandszonen								

Tabel B7 Dataindsamling for de miljøfremmede organiske kemikalier i fraktureringsvæske på den såkaldte polske liste (se afsnit 4.2.2) og i boremudder (udvalgt ud fra de hyppigst forekommende stoffer i boremudder, se afsnit 4.2.1).

Fraktureringsvæske																	
<div><ul style="list-style-type: none">Information in black denotes data from ECHA Database on Registered substances if nothing else is notedA "(C)" denotes a calculated value (QSAR/modelled/read-across/etc.)A "No REACH" denotes data gaps in the ECHA Database. These gaps can sometimes be scientifically justified, e.g. the physical-chemical property might not be relevant for the chemicalEntries in Orange denotes values found in EPI Suite experimental database if not present in the ECHA DatabaseEntries in Red denotes estimated values from EPI Suite if not present in the ECHA Database</div>																	
Name	CAS#	Vp	Log Pow	Water solubility	Pka	Ready biodegradability	BCF	Koc	Henrys Law Constant	PNEC (Freshwater)	PNEC (STP)	PBT evaluation (ECHA Database on registered substances)	Subgroup	Relevant CLP (ENV&CMR)	Assessment	Mobile?	Gr
5-Chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one and 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1)	55965-84-9	No REACH	-0.83 (C)	5-10E10 mg/L (C)	No REACH	No (C)	No REACH	2.8-12.1 (C)	4.96E-08 atm*m3/mole	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 1 (harmonised)	Potentially Problematic	Yes	Ia
1,2,4 Trimethylbenzene (impurity)	95-63-6	0.3 kPa 25 °C	3.65	57 mg/L 25 °C	No REACH	not readily biodegradable	31-275	1097 (C)	6.16E-03 atm*m3/mole 25 degrees	0.12 mg/L	2.41 mg/L		Organic	C. Cat 2 (harmonised)	Potentially Problematic	No	I
1-Propanaminium, 3-amino-N-(carboxymethyl)-N,N-dimethyl-, N-coco acyl derivs., chlorides, sodium salts	61789-39-7	No REACH	-3.12 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	0.02-892.2 (C)	6.21E-21 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 3 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
2-Butoxyethanol	111-76-2	1.17hPa 25 °C	0.81	miscible	15 (C) 20 °C	readily biodegradable	No REACH	No REACH	0.081 - 0.82 Pa m³/mol 25 °C	8.8 mg/L	463 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Acetic Acid	64-19-7	20.79 hPa 25 °C	-0.17	> 10000 mg/L	4.76 25 °C	readily biodegradable	3.16 (C)	1.153 (C)	0.21 Pa m³/mol (C) 25 °C	3.058 mg/L	85 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Acetic Anhydride	108-24-7	0.68 kPa 25 °C	-0.27	> 10000 mg/L	No REACH	readily biodegradable (C)	3.16 (C)	1.399 (C)	0.817 Pa m³/mol 25 °C (C)	3.058 mg/L	115 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Acetophenone	98-86-2	45 Pa 25 °C	1.63	6.1 g/L 25 °C	21.55 25 °C	readily biodegradable	0.4749 (C)	9.4	0.766 (20 degrees)- 1.08 Pa m³/mol (25 degrees)	0.0864 mg/L	10 mg/L	Acetophenone proved to be readily biodegradable according to OECD criteria. The bioaccumulation potential was demonstrated to be low based on an estimated BCF of 0.5. This is supported by a log Kow of 1.65 at 20°C. Based on the available results on short-term toxicity to aquatic organisms, the lowest L(E)C50 was determined to be >1 mg/L	Organic	No	Low Concern		II
Acrylamide sodium acrylate copolymer	25085-02-3	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Insufficient Data		
Acrylamide, 2-acrylamido-2-methylpropanesulfonic acid, sodium salt polymer	38193-60-1	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	n.a.	Insufficient Data		
Alcohol, C9-C11, Ethoxylated	68439-46-3	117 Pa 20 °C	3.3-4-8 (C)	46.66-174.3 mg/L (C)	7.6 20 °C	readily biodegradable	12.7-237 (C)	37.56-3069 (C)	3.13E-14 atm*m3/mole (C)	0.10379 mg/L	1.4 mg/L		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Alcohols, C12-15, ethoxylated	68131-39-5	0.0000513 hPa (C) 25 °C	6.65	>= 0.188 <= 13.18 mg/L	No REACH	readily biodegradable, but failing 10-day window	12.7 - 237 (C)	7700-185623	5.51E-14 atm*m3/mole (C)	0.0446 mg/L	10 g/L		Organic	C. Cat 1 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Aliphatic acid salt	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Aliphatic acids	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Aliphatic alcohols, ethoxylated #1	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Aliphatic co-polymer	-												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Aliphatic hydrocarbon – XBA201	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Alkyl quaternary ammonium bentonite	71011-24-0	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Potentially Problematic	Yes	Ia
Amine Copolymer - CFC102	Proprietary Polymer												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Butyl diglycol	112-34-5	0.0656 hPa 29.7 °C	1	miscible	14.77 (C) 25 °C	readily biodegradable	No REACH	No REACH	15.2E-9 atm.m3/mol (C) 25C	1.1 mg/L	200 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Carbohydrate polymer derivative	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Carbohydrate polymer	-												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Choline Chloride – CSC1001	67-48-1	0.00000065 7 Pa 25 °C (C)	-3.77	> 10000 mg/L	The substance dissociates readily	readily biodegradable	<4 (C)	<3 (C)	2.05E-11 Pa-m³/mol (C)	0.604 mg/L	112.9 mg/L		Organic	No	Low Concern		II
Cholinium Chloride	Proprietary												Organic		Insufficient Data		
Cinnamaldehyde	104-55-2	0.0289 mm Hg 25 °C	1.83	10000 mg/L 27 °C	0.000000047 7 at 27 °C	readily biodegradable	8.33 (C)	36.82	0.162 Pa m³/mol 25 °C	1.004 mg/L	13.119 mg/L	Not PBT	Organic	No	Low Concern		II
Citric Acid	77-92-9	0.00000221 Pa 25 °C	-1.6 - -1.8	> 10000 mg/L	3.13, 4.76 and 6.4 at 25 °C	readily biodegradable	3.2 (C)	No REACH	No REACH	0.44 mg/L	1000 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II

Name	CAS#	Vp	Log Pow	Water solubility	Pka	Ready biodegradability	BCF	Koc	Henrys Law Constant	PNEC (Freshwater)	PNEC (STP)	PBT evaluation (ECHA Database on registered substances)	Subgroup	Relevant CLP (ENV&CMR)	Assessment	Mobile?	Gr
Dicoco dimethyl quaternary ammonium chloride	61789-77-3	No REACH	6.62 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	10 ⁴ 4.5-6.7 (C)	2.13E-9 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 1 (notified)	Potentially Problematic		I
Diethylene glycol	111-46-6	0.008 hPa 25 °C	-1.98 (C)	miscible	No REACH	readily biodegradable	100	1 (C)	0.000206 Pa m³/mol (C) 25 degrees	10 mg/L	199.5 mg/L	Regarding all available data on biotic and abiotic degradation, bioaccumulation and toxicity it can be stated that the substance does not fulfill the PBT criteria (not PBT) and not the vPvB criteria (not vPvB).	Organic	No	Low Concern		II
Disodium Ethylene Diamine Tetra Acetate (impurity)	139-33-3	0.000000000 2 hPa 25 °C	-4.3	108 g/L	pKa1: 8.85 to 10.44, pKa2: 6.07 to 6.28, pKa3: 2.3 to 2.7, pKa4: 2 to 2.2, pKa5: 1.4, pKa6: -0.12 (C)	not readily biodegradable	<2 (C)	No REACH	1.19E-18 Pa*m3/mol (C) 25 °C	2.2 mg/L (PNEC). EC50>100 mg/L (USEPA ECOTOX)	43 mg/L		Organic	Carc. 2 (notified)	Potentially Problematic		II
Distillates, (petroleum), hydrotreated light – FRA101	64742-47-8	<1 to 3.7 kPa at 37.8 °C	6.1	No REACH	No REACH	No, 58.6 % degradation after 28 days (falling 10 day window) Predicted Ready biodegradable (BIOWIN)	No REACH	10 ⁴ 3.7-5.3 (C)	8.18 atm*m3/mole	LC50 2.2 mg/L fish (USEPA ECOTOX)	72-hr LL50 value for Tetrahymena pyriformis 677.9 mg/L	Properly not P, B or T	Organic	C. Cat 2 (based on the data)	Potentially Problematic	No	I
Ethoxylated Alcohol	78330-21-9	No REACH	6.3 (C)	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	10 ⁴ 3.7-4.3 (C)	3.43E-2 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Ethoxylated octyphenol	9036-19-5	No REACH	3.77 (C)	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	10 ⁴ 2.3-2.5 (C)	7.24E-15 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 1 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Ethoxylated tall oil	65071-95-6	No REACH	5.94 (C)	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	2351 - 3321 (C)	4.06E-14 atm*m3/mole (C)	LC50 5.2 mg/L fish (USEPA ECOTOX)	No REACH		Organic	C. Cat 2 (based on the data)	Potentially Problematic	No	I
Ethylendioxy dimethanol	3586-55-8	No REACH	-2.73 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 3 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Ethylene Glycol	107-21-1	0.123 hPa 25 °C	-1.93	miscible	15.1	readily biodegradable	No REACH	1 (C)	0.1327 Pa m³/mol 25 degrees (C)	10 mg/L	199.5 mg/L	Regarding all available data on biotic and abiotic degradation, bioaccumulation and toxicity it can be stated that the substance does not fulfill the PBT criteria (not PBT) and not the vPvB criteria (not vPvB).	Organic	No	Low Concern		II
Formaldehyde	50-00-0	5181 hPa 25 °C	0.35	550 g/L	13.27 25 °C	readily biodegradable	<1	15.9	3.36E-7 atm*m³/mol 25 °C	0.47 mg/L	0.19 mg/L	Not PBT	Organic	Muta. 2 Carc. 1B (harmonised)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Formic Acid	64-18-6	42.71 hPa 20 °C	-2.1	miscible	3.7 20 °C	readily biodegradable	No REACH	<17.8	0.019 Pa m³/mol 25 °C	2 mg/L	7.2 mg/L	The substance formic acid is readily biodegradable, not bioaccumulative and not toxic. Thus the PBT/vPvP criterion is not fulfilled and the substance is considered as not PBT/ vPvB.	Organic	No	Low Concern		II
Gluteraldehyde – BIN191	111-30-8	30 hPa 26.3 °C	-0.36	miscible	Not possible	readily biodegradable	No REACH	>= 5.7 <= 2070	1.09E-7 atm*m³/mol (C) 25 °C	0.0025 mg/L	0.8 mg/L	Regarding all available data on biotic and abiotic degradation, bioaccumulation and toxicity it can be stated that the substance does not fulfill the PBT criteria (not PBT) and not the vPvB criteria (not vPvB).	Organic	No	Potentially Problematic	Yes	Ia
Guar gum	9000-30-0	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Insufficient Data		
Guar Gum Powder	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Guar gum, carboxymethyl 2-hydroxypropyl ether, sodium salt	68130-15-4	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Insufficient Data		
Heavy Aromatic Naphtha	64742-94-5	50-2592 Pa (20 degrees)	2.4-6.5	41 mg/L 20 °C	No REACH	not readily biodegradable	39-18220 (C)	275-35481 (C)	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat (Based on the data)	Potentially Problematic	No	I
Hydroxypropyl cellulose	9004-64-2	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Isopropanol (Propan-2-ol)	67-63-0	44 hPa 20 °C	0.05	miscible	15.31 (C)	readily biodegradable	No REACH	No REACH	8.1E-06 atm*m3/mole 25 degrees	140.9 mg/L	2251 mg/L	Substance is readily biodegradable and therefore not considered to be persistent. It is not expected to bioaccumulate as it has a Log Kow < 4.5 and aquatic acute toxicity greatly exceeds the screening criteria of EC50 < 0.1 mg/L.	Organic	No	Low Concern		II
Lutensol TO-8	629-11-8	0.0007 hPa 25 °C	0	1000 g/L	No REACH	readily biodegradable	No REACH	1 (C)	0.0411 Pa m³/mol (C) 25 °C	0.5 mg/L	8400 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II

Name	CAS#	Vp	Log Pow	Water solubility	Pka	Ready biodegradability	BCF	Koc	Henrys Law Constant	PNEC (Freshwater)	PNEC (STP)	PBT evaluation (ECHA Database on registered substances)	Subgroup	Relevant CLP (ENV&CMR)	Assessment	Mobile?	Gr
Methanol	67-56-1	169.27 hPa 25 °C	-0.77	>= 1000 g/L 20 °C	15.3	ready biodegradable	<10	<1	0.461 Pa m³/mol 25 degree	20.8 mg/L	100 mg/L	None of the criteria for classifying a substance as PBT/vPvB is fulfilled for methanol	Organic	No	Low Concern		II
Modified Alkane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Organic	n.a.	Insufficient Data		
Naphtha (petroleum), hydrotreated heavy & Sasol DHR 200;	64742-48-9	4-240 kPa at 37.8 °C	5.65	No REACH	No REACH	readily biodegradable	10-2500 (C)	> 60.7 < 229.2 (C)	3.4 atm*m3/mole	No REACH	No REACH		Organic	Muta. 1B Carc. 1B (harmonised)	Potentially Problematic	No	I
Naphthalene (impurity)	91-20-3	10.5 Pa 25 °C	3.4	31.7 mg/L 25 °C	No REACH	Naphthalene is considered to be not readily biodegradable, but is inherently or easily biodegradable under aerobic conditions in many non-standard tests	23-168	664	4.4E-04 atm*m3/mole 25 degrees	2.4 µg/L	2.9 mg/L	Naphthalene is considered to be not readily biodegradable, but is inherently or easily biodegradable under aerobic conditions in many non-standard tests. Based on experimental evidence, bioaccumulation of naphthalene is low with reliable BCF values in fish below 500. Aquatic long-term tests with naphthalene gave no evidence of chronic aquatic toxicity below the NOEC cut-off limit of 0.01 µg/L	Organic	C. Cat 1, Carc. 2 (harmonised)	Potentially Problematic	No	I
N-naphtha Nicotinamide	770680-45-0	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	n.a.	Insufficient Data		
Octadecanoic acid	1592-23-0	No REACH	14.34 (C)	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 3 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Oxyalkylated Alcohol Based Polymer	34398-01-1	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Phenolic resin	9003-35-4	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 1, Muta. 2 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Polyethylene glycol monoethyl ether	31726-34-8	No REACH	0.45 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	2-10 (C)	1.01E-14 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Polysaccharide	Proprietary												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Prop-2-yn-1-ol	107-19-7	10.84 hPa 20 °C	-0.35	> 1000 g/L	13.25 25 °C	Yes (95 % O2 consump. 28 d)	No REACH	1.325 (C)	1.09E-6 atm*m³/mol (C)	0.00153 mg/L	10 mg/L		Organic	C. Cat. 2 (harmonised)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Proprietary component	-												Organic	n.a.	Insufficient Data		
Propylene Carbonate	108-32-7	0.04 hPa 20 °C	-0.48	> 10000 mg/L	3.92 20 °C	readily biodegradable	No REACH	6.41 (C)	0.00103 Pa m³/mol (C) 25 °C	0.9 mg/L	7400 mg/L		Organic	No	Low Concern		II
Propylene Glycol – AIC191	57-55-6	20 Pa 25 °C	-1.07	miscible	14.9	ready biodegradable	0.09 (C)	2.9 (C)	5.59E-8 atm*m3/mol (C) 12 degrees	260 mg/L	20000 mg/L	The overall conclusions, based on the present available data, of the preliminary PBT assessment are that this substance does not meet the PBT screening criteria	Organic	C. Cat. 1 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Reaction product of: acetophenone, formaldehyde, cyclohexylamine, methanol and acetic acid	224635-63-6	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	Carc. 2, C. Cat. 1 (notified)	Potentially Problematic		Ia
Sodium diacetate	126-96-5	7.16E-07 Pa at 25 °C	-3.72 (C)	> 10000 mg/L	4.756 at 25 °C	readily biodegradable	3.162 (C)	1 (C)	No REACH	0.141 mg/L	624 mg/L		Organic	No	Low Concern		II
Sodium erythorbate	6381-77-7	No REACH	-3.29 (C)	> 10000 mg/L	No REACH	not readily biodegradable	No REACH	No REACH	No REACH	0.1 mg/L	4 mg/L		Organic	No	Low Concern		II
Sodium gluconate	527-07-1	No REACH	-5.99 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Sodium Glycolate (impurity)	2836-32-0	No REACH	-5.19 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Terpenes and Terpenoids, sweet orange-oil	68647-72-3	No REACH	4.57	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	1120-6324 (C)	3.8E-1 atm*m3/mole (C)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 1 (notified)	Potentially Problematic	No	I
Tetramethylammonium chloride	75-57-0	< 1.6 E-8 Pa at 25 °C	< -1.6	miscible	completely dissociates in water	rapidly biodegradable (C)	No REACH	44 - 525	4.17E-12 atm*m3/mole (C)	0.6 µg/L	6 mg/L		Organic	C. Cat 1 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Tetrasodium ethylenediaminetetraacetate (EDTA)	64-02-8	0.000000000002 hPa (C) 25 °C	-13.17 (C)	ca. 500 g/L (20 °C; pH 11.3)	8.85-10.44; 6.07-6.28; 2.3-2.7; 2.2-2.14; -0.12 (20 degrees) (C)	not readily biodegradable	1.1-1.8	1046 (C)	1.19E-18 Pa*m3/mol (25 degrees) (C)	2.2 mg/L (PNEC). EC50>100 mg/L (USEPA ECOTOX)	43 mg/L	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Tridecyl alcohol polyethoxylate	68015-67-8	No REACH	4.69 (C)	No REACH	No REACH	No (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	n.a.	Insufficient Data		
Trisodium Ethylenediaminetetraacetate (impurity)	150-38-9	No REACH	-13.15 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	EC50>100 mg/L (USEPA ECOTOX)	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Trisodium nitrilotriacetate (impurity)	5064-31-3	0.000000001 hPa (C) 25 °C	-10.08	> 10000 mg/L	8.96-9.87; 2.14-2.5; 1.7-1.99; 1.1	readily biodegradable	3	Kd 2.8	1.21E-16 atm*m3/mole (C)	0.93 mg/L	270 mg/L		Organic	Carc. 2 (harmonised)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Urea	57-13-6	0.000012 mm Hg 25 °C	< -1.73	> 10000 mg/L	< 0.6	readily biodegradable	No REACH	0.037 - 0.064	No REACH	0.47 mg/L	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Vinylidene chloride/methylacrylate copolymer	25038-72-6	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	n.a.	Insufficient Data		

Boremudder

- Information in black denotes data from ECHA Database on Registered substances if nothing else is noted
- A "(C)" denotes a calculated value (QSAR/modeled/read-across/etc.)
- A "No REACH" denotes data gaps in the ECHA Database. These gaps can sometimes be scientifically justified, e.g. the physical-chemical property might not be relevant for the chemical
- Entries in **Orange** denotes values found in EPI Suite experimental database if not present in the ECHA Database
- Entries in **Red** denotes estimated values from EPI Suite if not present in the ECHA Database

Name	CAS#	Vp	Log Pow	Water solubility	Pka	Ready biodegradability	BCF	Koc	Henry's Law Constant	PNEC (Freshwater)	PNEC (STP)	PNEC (soil)	PBT evaluation (ECHA Database on registered)	Subgroup	Relevant CLP (ENV&CMR)	Assessment	Mobile?	Gr
2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylic acid	77-92-9	0.000002 21 Pa 25 °C	-1.6 - -1.8	> 10000 mg/L	3.13, 4.76 and 6.4 at 25°C	readily biodegradable	3.2 (C)	No REACH	No REACH	0.44 mg/L	1000 mg/L	33.1 mg/kg soil dw	Not P, B or T	Organic	No	Low Concern		II
Alkenes (C14–C18), Alpha	-	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic		Insufficient Data		
Cationic acrylamide copolymer	-													Organic		Insufficient Data		
Cellulose	9004-34-6	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Coke (petroleum), kalsineret	64743-05-1	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Insufficient Data		
DF-550	-													Organic		Insufficient Data		
Distillates, (petroleum), hydrotreated light – FRA101	64742-47-8	<1 to 3.7 kPa at 37.8 °C	6.1	No REACH	No REACH	No, 58.6 % degradation after 28 days (falling 10 day window) Predicted Ready biodegradable (BIOWIN)	No REACH	10*3.78-5.3 (C)	8.18 atm*m3/mole	LC50 2.2 mg/L fish (USEPA ECOTOX)	72-hr LL50 value for Tetrahymena pyriformis 677.9 mg/L	No REACH	Properly not P, B or T	Organic	C. Cat 2 (based on the data)	Potentially Problematic	No	I
Ethanol	64-17-5	57.26 hPa (19.6 °C)	-0.35 (24 °C, pH 7.4)	789 g/L (20 °C, pH 7)	15.9 (20 °C)	readily biodegradable	1 (C)	0.13- 0.61 (C)	0.461 Pa m³/mol(25 °C)	0.96 mg/L	580 mg/L	0.63 mg/kg soil dw		Organic	No	Low Concern		II
ethoxylated fatty esters (7,5-10 %)	-													Organic		Insufficient Data		
Ethyleneoxy dimethanol	3586-55-8	No REACH	-2.73 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 3 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Fatty alkyl acids (5-7.5 %)	-													Organic		Insufficient Data		
Graphite	7782-42-5	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Polyether amin	39423-51-3	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic		I
PolyEtherAmin Acetat	9046-10-0	20, 50 and 232 °C was found to be 0.9, 2.1 and 1013.25 hPa	1.34 (25 °C)	Miscible	9.3 (24 °C)	No	No REACH	1.4-112.6 (C)	1.06E-19 atm*m3/mole (C)	0.015 mg/L	7.5 mg/L	0.0176 mg/kg soil dw		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic	Yes	Ia
Sodium carboxymethyl cellulose	9004-32-4	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 3 (notified)	Potentially Problematic		II
Sodium Hydroxyacetate	2836-32-0	No REACH	-5.19 (C)	No REACH	No REACH	Yes (C)	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II
Starch (1-5%)	9005-25-8	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	EC50> 100 mg/L (USEPA ECOTOX)	No REACH	No REACH		Organic	C. Cat 2 (notified)	Potentially Problematic		II
Xanthan gum (1-5%)	-	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH		Organic		Low Concern		II
Xanthan gum	11138-66-2	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	No REACH	EC50> 100 mg/L (USEPA ECOTOX)	No REACH	No REACH		Organic	No	Low Concern		II

1.4 Kvalitetskriterier og EU prioriterede stoffer

Miljøkvalitetskravene indgår som en del af EU's vandrammedirektiv og fastsætter grænser for udledning til vandområder som vandløb, søer og hav. Et generelt kvalitetskrav bruges ved periodevis udledning, hvor udledningen i gennemsnit skal holdes under kvalitetskravet hvorimod et korttidskvalitetskrav aldrig må overskrides for at beskytte vandmiljøet mod akutte effekter. Kvalitetskriterier for jord, grundvand og afdampning beskriver den højeste koncentration af et givent stof, som man ikke vil forvente vil give anledning til uacceptable negative effekter.

Ud af de 88 organiske kemikalier i tabel B7 findes der kun etablerede grænseværdier i vand og jord (såkaldte miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier) for tre af dem: formaldehyd, isopropanol og naphthalen. Som det fremgår af tabel B8 findes der kvalitetskriterier for alle tre stoffer, hvorimod der kun eksisterer miljøkvalitetskrav for formaldehyd og naphthalen. Naphthalen er yderligere et af de 33 såkaldte prioritetsstoffer (EU Priority Pollutants) under vandrammedirektivet, man gradvist forsøger at stoppe udledning af for at beskytte sundhed og akvatiske økosystemer.

Tabel B8. Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier for formaldehyd, isopropanol og naphthalen. Der findes ikke miljøkvalitetskrav eller kvalitetskriterier for andre stoffer på listen i tabel B7.

Navn	CAS	Generelt kvalitetskrav (µg/L) ^a		Korttidskvalitetskrav (µg/L) ^a		Jordkvalitets kriterium (mg/kg) ^b	Grundvandskvalite ts kriterium (µg/L) ^b	Afdampning s kriterium (mg/m ³) ^b	EU prioritetssto f ^a
		Ferskvand	Marin	Ferskvand	Marin				
Formaldehyd	50-00-0	9,2	9,2	46	46	75	-	0,001	Nej
Isopropanol	67-63-0	-	-	-	-	-	10	1	Nej
Naphthalen	91-20-3	2,4	1,2	Anvendes ikke		-	1	0,04	Ja

^a Naturstyrelsen, 2010

^b Miljøstyrelsen, 2015

1.5 Stofkoncentrationer i den polske fraktureringsvæske

International Association of Oil and Gas Producers (IOGP) har på deres hjemmeside offentlige boringslister fra 13 skifergas borer foretaget i Polen siden 2011 (IOGP, 2015). Vægtprocenten af skiferkemikalier er angivet i de anvendte fraktureringsvæsker, og i de 13 borer indeholder væsken mellem 14 og 40 forskellige kemikalier.

Et eksempel fra boringen Siennica-1 er vist i tabel B10. Ud fra disse oplysninger kan man fx estimere koncentrationen af formaldehyd og isopropanol ud fra vægtprocenten (1 kg antages at svare til 1 L):

$$0,0003\% \text{ formaldehyd} = 0,003 \text{ kg/m}^3 = 3 \text{ g/m}^3 = 3 \text{ mg formaldehyd/L}$$

$$0,0133\% \text{ isopropanol (Propan-2-ol)} = 133 \text{ mg isopropanol/L}$$

$$<0,001\% \text{ naphthalen} = < 1 \text{ mg naphthalen/L}$$

I tabel B9 er indholdsstofferne summeret for hver boring som et estimat af den samlede koncentrationen af organiske kemikalier, der kan forekomme i spildevandet ved begyndelsen af en udvinding.

Tabel B9. Totalt indhold af organiske kemikalier i fraktureringsvæsker, som er anvendt i Polen, beregnet fra beskrivelsen af indholdsstoffer, der er anvendt ifølge IOGP (2015).

Boring	Indhold af organiske kemikalier ^a	
Krupe-1	0,47 %	4,72 kg/m ³
KWI-Prabuty-01	0,46 %	4,63 kg/m ³
Lebien LE-1	0,26 %	2,62 kg/m ³
Lebien LE-2H	0,21 %	2,14 kg/m ³
Lublewo LEP-1ST1H	0,60 %	5,95 kg/m ³
ORZ-Cycow-01	0,44 %	4,43 kg/m ³
RYP-Lutocin-01	0,73 %	7,25 kg/m ³
Siennica-1	0,58 %	5,83 kg/m ³
Stare Miasto 1H	0,58 %	5,83 kg/m ³
Strzeszewo LE-1 (stage 1)	0,29 %	2,85 kg/m ³
Strzeszewo LE-1 (stage 2)	0,61 %	6,08 kg/m ³
Warblino LE-1H	1,62 %	16,2 kg/m ³
Zwierzyniec 1	0,36 %	3,59 kg/m ³
Gennemsnit	0,55 %	5,55 kg/m³

^aKoncentrationen i kg/m³ er beregnet ud fra vægtprocenten under antagelse af, at 1000 kg væske svarer til 1 m³

Tabel B10 Kemikalier brugt ved frakturering af boring Siennica-1(IOGP, 2015)



WELL LOCATION

Country	Poland
Area	Mazovia

WELL DESCRIPTION

Government approval references	
Operator of well	ExxonMobil Exploration and Production Poland Sp. z o.o.
Name of well	Siennica-1
Well registration number	0232/0234/2/2011/KC/MA
Fracturing completion date	9 October 2011
Well depth (TVD meters)	3846.1
Top perf depth (TVDm)	3598
Top perf depth (MDm)	3598
Bottom perf depth (TVDm)	3742.5
Bottom perf depth (MDm)	3742.5

HYDRAULIC FRACTURING FLUID DATA

Water volume ¹ (m ³)	2016.32
Max mass % of total hydraulic fracturing fluid	74.2%
Proppant (kilograms)	184,218
Max mass % of total hydraulic fracturing fluid	6.90%
max (mass%) water + proppant=	81.06%

HYDRAULIC FRACTURING FLUID PRODUCTS

Product Trade Names in Fracturing Fluid (if applicable)	WF820, MSR15, (partially with 20% CO ₂ FQ)
Product Purpose in Well	Gelling Agent, Flowback Aid, Methanol Foamer, pH-Buffer, Claystabilizer, Breaker, Bactericide, Mutual Solvent, Corrosion Inhibitor, Inhibitor Aid, Hydrochloric Acid, Chelating Agent, Proppant
Supplier(s)	Schlumberger

HYDRAULIC FRACTURING FLUID CONSTITUENTS

Chemical substance in fracturing fluid ²	Chemical Abstract Service Number (CAS Number) ³	Maximum Chemical substance Mass % in Hyd Fracturing Fluid ⁴	Comments
Water		74.1650%	
Carbon Dioxide	124-38-9	16.7266%	
Ceramic materials and wares, chemicals	66402-68-4	5.7234%	
Potassium chloride	7447-40-7	1.4945%	
Crystalline silica	14808-60-7	1.1731%	
2-butoxyethanol	111-76-2	0.2428%	
Guar gum, carboxymethyl 2-hydroxypropyl ether, sodium salt	68130-15-4	0.1494%	
Hydrochloric acid	7647-01-0	0.1166%	
Sodium bromate	7789-38-0	0.0583%	
1,2-ethanediylbis(oxy))bis-Methanol	3586-55-8	0.0408%	
1-Propanaminium, 3-amino-N-(carboxymethyl)-N,N-dimethyl; N-coco acyl derivs., chlorides, sodium salts	61789-39-7	0.0339%	
Sodium diacetate	126-96-5	0.0311%	
Formic acid	64-18-6	0.0278%	
Polyethylene glycol monohexyl ether	31726-34-8	0.0171%	
Propan-2-ol	67-63-0	0.0133%	
Tetrasodium ethylenediaminetetraacetate	64-02-8	0.0073%	
Reaction product of: acetophenone, formaldehyde, cyclohexylamine, methanol and acetic acid	224635-63-6	0.0068%	
Ethyleneglycol	10721-1	0.0034%	
Alkyl quaternary ammonium bentonite	71011-24-0	0.0033%	

Chemical substance in fracturing fluid ²	Chemical Abstract Service Number (CAS Number) ³	Maximum Chemical substance Mass % in Hyd Fracturing Fluid ⁴	Comments
Potassium iodide	7681-11-0	0.0023%	
Magnesium nitrate	10377-60-3	0.0017%	
Hydroxypropyl cellulose	9004-64-2	0.0012%	
Tridecyl alcohol polyethoxylate	68015-67-8	0.0011%	
Methanol	67-56-1	0.0008%	
Dicoco dimethyl quaternary ammonium chloride	61789-77-3	0.0007%	
5-Chloro-2-methyl-3(2H)-isothiazolone and 2-methyl-3(2H)-isothiazolone	55965-84-9	0.0007%	
Sodium Glycolate (impurity)	2836-32-0	0.0006%	
Ethoxylated tall oil	65071-95-6	0.0005%	
Acetophenone	98-86-2	0.0004%	
Heavy aromatic naphtha	64742-94-5	0.0003%	
Prop-2-yn-1-ol	107-19-7	0.0003%	
Formaldehyde	50-00-0	0.0003%	
Sodium hydroxide	1310-73-2	0.0002%	
Trisodium Ethylenediaminetetraacetate (impurity)	150-38-9	0.0002%	
Disodium Ethylene Diamine Tetra Acetate (impurity)	139-33-3	0.0002%	
Acetic acid	64-19-7	0.0002%	
Non-crystalline silica	7631-86-9	0.0002%	
Trisodium nitrilotriacetate (impurity)	5064-31-3	0.0001%	
Potassium hydroxide	1310-58-3	<0.0001%	
Naphtalene (impurity)	91-20-3	<0.0001%	
1,2,4 Trimethylbenzene (impurity)	95-63-6	<0.0001%	

NOTES

- ¹ Water utilised may be any combination of recycled water, produced water or fresh water.
- ² All chemical additive substance data is provided by suppliers and is consistent with Material Safety Data Sheets where applicable.
- ³ See www.echa.europa.eu to find ECHA numbers; if cell is blank the substance is subject to confidential business information but the regulator has been fully appraised.
- ⁴ Because maximum percentages are shown, total of water, proppant and HF chemical substance components may be greater than 100%.
- ⁵ All well data has been submitted by the relevant well operator and whilst OGP has taken care to accurately publish this on the website neither OGP nor the well operator shall be liable for any use of or reliance on such data by any third party or member of the public.

INCLUDED COMMENTS TO DATA

None

Referencer

- IOGP. 2015. NGSFACTS, International Association of Oil and Gas Producers. Tilgængelig: <http://www.iogp.org/IOGP/NGSFACTS#4055689-find-a-well---by-list> [besøgt 9 Januar 2016].
- Baun, A., Eriksson, E., Ledin, A., Mikkelsen, P.S. 2006. A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater. *Science of the Total Environment* 370: 29–38.
- ECHA. 2015a, Evaluation of active substances Assessment Report Glutaraldehyde Product-type 2, 3, 4, 6, 11, 12 30.9.2014 eCA Finland. ECHA. Tilgængelig: http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/1310-11/1310-11_Assessment_Report.pdf [besøgt 9 Januar 2016].
- ECHA. 2015b. CLH report Proposal for Harmonised Classification and Labelling Reaction mass 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one and 2-methyl-2H-isothiazol-3-one (3:1); C(M)IT/MIT, Version 2. Tilgængelig: <http://echa.europa.eu/documents/10162/423f98b0-6482-4a54-b390-93d7e1ea9206> [besøgt 9 Januar 2016].
- EU. 2015. Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændringer og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/2006. Tilgængelig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008R1272-20150601&from=da> [besøgt 9 Januar 2016].
- Miljøstyrelsen, 2015, Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand, Miljøstyrelsen, København. Tilgængelig: <http://mst.dk/media/131857/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf> [besøgt 9 Januar 2016].
- Naturstyrelsen. 2010. Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, Miljøstyrelsen, København. <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=132956> [besøgt 9 Januar 2016].

Bilag 3 Lovgivning og regelsæt på strålebeskyttelsesområdet

Følgende information om lovgivning og regelsæt på strålebeskyttelsesområdet er indhentet fra Sundhedsstyrelsen, Strålebeskyttelse (SIS)

18. december, 2015

Introduktion

Prøveboring efter skifergas og skifergasproduktion omfatter flere delprocesser, hvor strålebeskyttelsesmæssige spørgsmål relateret til håndtering af naturligt forekommende radioaktive stoffer (Naturally Occuring Radioactive Material - NORM) skal adresseres og vurderes. Den danske lovgivning på området omfatter al anvendelse (herunder også bortskaffelse) af radioaktive stoffer som bl.a. formuleret i relevante bekendtgørelser.

De strålebeskyttelsesmæssige rammer for skifergas udvinding ligger således fast, og krav om tilladelse mv. fastsættes med baggrund i konkrete vurderinger af de strålebeskyttelsesmæssige forhold ved specifikke projekter eller dele heraf. Det vurderes blandt andet, hvorledes forskellige radioaktive stoffer, med baggrund i deres fysiske og kemiske egenskaber og potentialet for eksponering af såvel arbejdstagere såvel som befolkning, bør tillægges vægt i de respektive stadier af boreprocessen.

Nedenfor er regelgrundlaget for eventuelle krav om tilladelse til håndtering samt bortskaffelse af materiale med et indhold af naturligt forekommende radioaktive stoffer kort beskrevet.

Regelgrundlag

Lov nr. 94 af 31. marts 1953 om brug m.v. af radioaktive stoffer (radioaktivitetsloven) samt Bekendtgørelse nr. 192 af 2. april 2002 om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer (undtagelsesbekendtgørelsen) udgør grundlaget for Sundhedsstyrelsens regulering af al brug m.v. af radioaktive stoffer i Danmark. Regelsættet fastsætter bl.a. krav til brug og bortskaffelse af materiale indeholdende naturligt forekommende radioaktive stoffer, herunder undtagelser for krav om tilladelse i henhold til § 1, stk. 1, i radioaktivitetsloven, samt principper for krav i forbindelse med frigivelse f.eks. ved bortskaffelse som ikke-radioaktivt affald.

Krav om tilladelse

Det fremgår bl.a. af ovennævnte bekendtgørelse, at der for brug m.v. af naturligt forekommende radioaktive stoffer, ikke kræves tilladelse fra Sundhedsstyrelsen, hvis aktivitetskoncentrationen er mindre end eller lig med de såkaldte undtagelsesniveauer (§ 7) og at besiddelse af mineralogiske prøver (fx borekerner), der har et indhold af naturligt forekommende radionuklider, som overstiger undtagelsesniveauerne, ikke kræver tilladelse (§ 9). Når det ikke på forhånd er klart om tilladelse til brug mv. er krævet, kan Sundhedsstyrelsen bede om gennemførelse af målinger eller andre tiltag med henblik på at afgøre behov for krav om tilladelse, samt at undgå uberettiget håndtering af radioaktive stoffer.

Bortskaffelse

Det fremgår endvidere (§ 12), at bortskaffelse af radioaktive stoffer, såfremt de hidrører fra en besiddelse, der er omfattet af kravet om tilladelse fra Sundhedsstyrelsen i henhold til § 1, stk. 1, i radioaktivitetsloven samt undtagelsesbekendtgørelsen, uanset aktivitetsmængde kræver tilladelse fra Sundhedsstyrelsen. Sundhedsstyrelsen skal i dette øjemed tage hensyn til de principper for frigivelse af radioaktive stoffer, der er beskrevet i samme bekendtgørelse.

Formålet med den videnskabelige udredning er at sætte international viden om indvinding af skifergas i relation til en dansk kontekst.

I udredningen redegøres der for de regionale geologiske forhold i skifergasproduktion i Danmark, boring og effekt af boring og frakturering, og der foretages en analyse af de mulige påvirkninger af miljø og vandressourcer samt landskab og trafik.

På den baggrund gives der indledningsvist en overordnet beskrivelse af skifergas, forventet anvendt teknologi i forbindelse med skifergasproduktion samt en beskrivelse af mulige miljøpåvirkninger og tilgængelige afværgeforanstaltninger.

Den videnskabelige udredning indeholder også en screening af de risici og farer, der kunne være forbundet med skifergasindvinding i Danmark.

DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
Aarhus Universitet
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf: 8715 5000
E-mail: dce@au.dk

GEUS
Øster Voldgade 10
DK-1350 København K
Tlf: 3814 2000
E-mail: geus@geus.dk

DTU
Anker Engelundsvej 1
2800 Kgs. Lyngby
Tlf. 45 25 25 25
dtu@dtu.dk